

Avaliação da Qualidade Ecológica do Rio Tâmega

Elisa Sofia Marques Portilho

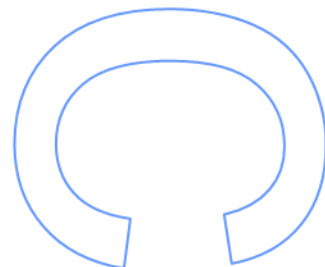
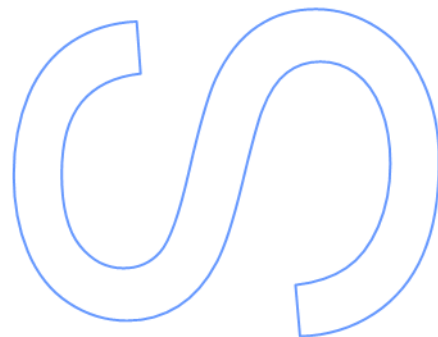
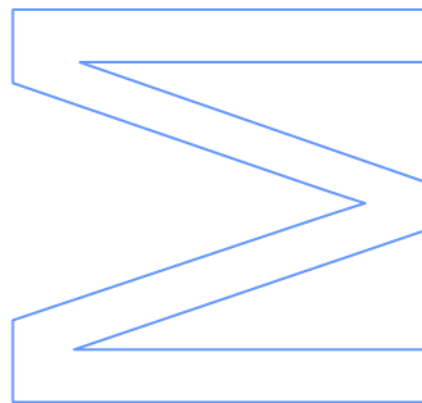
Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água

Departamento de Biologia

2013

Orientador

Maria da Natividade Vieira, Professora Associada com Agregação
do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto

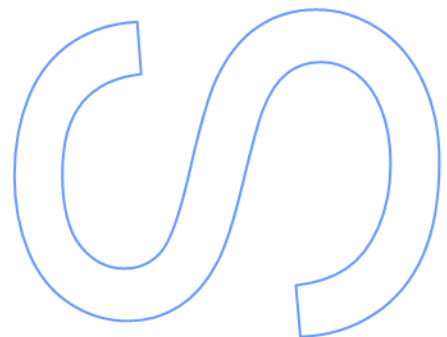
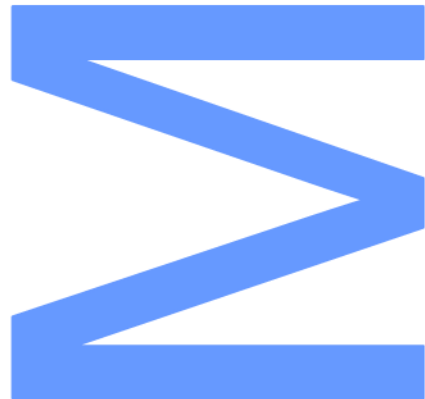




Todas as correções determinadas pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



AGRADECIMENTOS

Deixo um obrigado especial à Prof. Dra. Natividade Vieira pela orientação, disponibilidade e colaboração atenciosa. Pelas valiosas contribuições que me orientaram na realização deste trabalho e pela generosa assistência prestada no desenvolvimento do estudo, quer no campo, quer no laboratório. Um sentido obrigado por me ouvir e esclarecer e por toda a paciência que teve comigo nos momentos em que comecei a fraquejar.

Ao Prof. Dr. Nuno Formigo pela pronta disponibilidade e apoio fundamental no tratamento estatístico dos dados.

À Dra. Eunice Badim da Câmara Municipal de Mondim de Basto a simpatia, gentileza e prontidão. Um agradecimento sincero por toda a ajuda, compreensão e disponibilidade.

À engenheira Paula Bessa, pela disponibilidade e pela ajuda fundamental no mapeamento da área em estudo.

Ao Presidente da Junta de Freguesia de Mondim de Basto, Sr. Fernando Gomes, um muito obrigado pela cedência de documentos e por se mostrar sempre disponível para me ajudar nesta etapa tão importante.

Ao Sr. Luís Jales de Oliveira um agradecimento pela oferta do livro de sua autoria “Corre-me um Rio no Peito”.

A todos os professores que me acompanharam no ano curricular do mestrado, pelo conhecimento transmitido.

Aos meus colegas de faculdade e amigos com quem tive a oportunidade de aprender e partilhar experiências, pela amizade e apoio.

À Joana, pelo apoio, força, incentivo e encorajamento.

Ao Marco, pela disponibilidade e por toda a ajuda prestada na formatação deste trabalho.

Aos meus avós, tios e primos, pela força e incentivo fundamental para a concretização deste trabalho. Obrigado por serem a minha família!

Ao Diogo, pela ajuda, apoio, compreensão, partilha e companheirismo... Obrigado por estares sempre presente!

Aos meus pais, por me darem a vida e por me ensinarem a vivê-la com dignidade e humildade, não bastaria um obrigado. A vocês, que sempre iluminaram o meu caminho com afeto e dedicação... A vocês, que muitas vezes renunciaram aos vossos sonhos para que eu pudesse realizar os meus... A vocês, pelo amor e apoio incondicional... Pelo silêncio quando eu reclamava e pelas palavras de estímulo quando eu me calava... Pela confiança que sempre depositaram em mim e por terem sempre acreditado em mim.... A vocês, pai e mãe, obrigado, muito obrigado por fazerem de mim a mulher que hoje sou... A vós dedico este trabalho.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para o meu sucesso e crescimento, enquanto profissional e pessoa um obrigado sincero pelas constantes manifestações de interesse e encorajamento.

***“Aqueles que passam por nós, não vão sós, não nos deixam sós.
Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós.”***

Antoine Sait-Exupery

RESUMO

Os rios são sistemas complexos, sujeitos a uma grande variedade de impactos ambientais com consequentes perdas das suas características naturais, nomeadamente a sua diversidade biológica. Neste sentido, torna-se necessário a monitorização da qualidade das suas águas, o que é fundamental para uma gestão sustentável e para a conservação dos habitats das comunidades que os habitam.

A análise do estudo da comunidade de diatomáceas em ecossistemas aquáticos tem permitido não só compreender as condições existentes no meio como também realizar previsões de alterações ambientais, uma vez que estas espécies são indicadoras das condições da qualidade da água.

O objetivo do presente trabalho consistiu na determinação do atual estado ecológico do rio Tâmega, nos concelhos de Mondim de Basto e Celorico de Basto, através de parâmetros biológicos (comunidade de diatomáceas) e físico-químicos. O trabalho teve a duração de dez meses (outubro de 2012 a julho de 2013), tendo sido efetuado em quatro pontos distintos do rio Tâmega. As amostragens incluíram a caracterização físico-química do rio Tâmega, realizada mensalmente, e a caracterização biológica, que apenas foi realizada na primavera e no ponto de amostragem LA01.

A análise físico-química demonstrou não existir poluição orgânica apreciável neste rio. Obtiveram-se 36 *taxa* de diatomáceas distribuídos por 22 géneros, 3 dos quais tolerantes à poluição orgânica. Pela análise de todos os resultados podemos verificar que o referido rio apresenta uma instabilidade a nível ecológico.

ABSTRACT

Rivers are complex systems subject to a variety of environmental impacts with consequent loss of their natural features including its biological diversity. In this sense, it is necessary to monitor the water quality essential for sustainable management and conservation of the habitats communities.

The study analysis in the community diatoms aquatic ecosystems has allowed not only to understand the conditions existing in the middle make predictions as well as environmental changes, since these species are indicative of the conditions of the water quality.

The aim of this work consisted to determine the current ecological status of the river Tâmega in counties Mondim de Basto and Celorico de Basto, through biological and physico-chemical parameters. The work was developed over ten months (October 2012 to July 2013), in four different sites. The physico-chemical was determinate monthly, and biological characterization, which was develop in site LA03 in the spring.

The physico-chemical analysis showed no appreciable organic pollution in this river. 36 were obtained rate by distributed diatoms 22 where 3 kinds of them tolerant to organic pollution. For the analysis of all the results we determined that the river has a level ecological instability.

ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO	14
1.1	Considerações Gerais	14
1.2	Diretiva-Quadro da Água (DQA)	19
1.3	Avaliação da qualidade da água: biomonitorização	22
1.4	Diatomáceas como bioindicadores da qualidade da água	25
2.	OBJETIVOS.....	30
3.	Caracterização da bacia hidrográfica do rio Tâmega.....	32
3.1	Enquadramento geográfico.....	32
3.2	Caracterização geológica e geomorfológica	34
3.3	Hidrografia	35
3.4	Relevo	36
3.5	Caracterização climática.....	39
3.6	Solo e vegetação.....	43
3.7	Ocupação do solo.....	45
3.8	Caracterização socioeconómica	46
3.8.1	Caracterização demográfica	46
3.8.2	Atividades económicas.....	48
3.9	Fontes de poluição	50
4.	Material e Métodos	52
4.1	Locais de amostragem	52
4.1.1	Ponto de amostragem LA01	53
4.1.2	Ponto de amostragem LA02	54
4.1.3	Ponto de amostragem LA03	56
4.1.4	Ponto de amostragem LA04	57
4.2	Periodicidade das amostragens.....	58
4.3	Parâmetros físico-químicos da água.....	59
4.4	Comunidade de Fitobentos – Diatomáceas	61

4.4.1	Caracterização do habitat.....	61
4.4.2	Método e processamento de amostragem.....	62
4.4.3	Tratamento laboratorial das amostras de diatomáceas.....	62
4.4.4	Identificação taxonómica e quantificação	63
4.4.5	Tratamento de dados	63
4.4.5.1	Índice de diversidade e Equitabilidade.....	64
4.4.5.2	Índices bióticos.....	65
4.5	Análise dos dados	66
4.5.1	Análise gráfica.....	66
4.5.2	Análise estatística.....	66
5.	Resultados e Discussão.....	70
5.1	Parâmetros físico-químicos	70
5.1.1	Temperatura do ar e da água	70
5.1.2	pH	74
5.1.3	Sólidos Suspensos Totais	77
5.1.4	Condutividade	80
5.1.5	Oxigénio dissolvido.....	83
5.1.6	Azoto	86
5.1.6.1	Nitratos.....	86
5.1.6.2	Nitritos	89
5.1.6.3	Azoto amoniacal.....	91
5.1.7	Compostos fosfatados.....	93
5.1.8	Carência Bioquímica de Oxigénio.....	96
5.2	Análise estatística dos parâmetros físico-químicos.....	98
5.3	Comunidade de Fitobentos – Diatomáceas	100
5.3.1	Composição taxonómica	100
5.3.2	Índices de diversidade	102
6.	Conclusão	105
7.	Bibliografia	108
	ANEXOS.....	125

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig.1.1 - Variáveis que atuam no funcionamento de um rio (adaptado de Rodrigues A.S.L., 2009).....	17
Fig.1.2 - Elementos básicos de qualidade para avaliação do estado ecológico e sua relação: elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos (adaptado de Bis, 2005).	20
Fig.1.3 - Etapas preconizadas pela DQA para definição do estado ecológico (adaptado de Oliveira <i>et al.</i> , 2007).....	21
Fig.3.1 - Enquadramento da Região Hidrográfica do Douro (PGRH3, 2012).	33
Fig.3.2 - Enquadramento geográfico da bacia do rio Tâmega (PGRH3, 2012).....	33
Fig.3.3 - Delimitação dos concelhos da área em estudo.	34
Fig.3.4 - Carta hipsométrica do concelho de Mondim de Basto.	37
Fig.3.5 - Carta de declives do concelho de Mondim de Basto.....	38
Fig.3.6 - Carta hipsométrica do concelho de Celorico de Basto.	39
Fig.3.7 - Temperatura média diária do ar (1931 -1960) no concelho de Mondim de Basto e Celorico de Basto.....	40
Fig.3.8 - Temperatura média mensal, média mínima e média máxima, entre 1971-2000 na estação de Vila Real.	41
Fig.3.9 - Precipitação total anual (1931 -1960) no concelho de Mondim de Basto e Celorico de Basto.	42
Fig.3.10 - Valores da precipitação média mensal e precipitação máxima mensal entre 1971-2000 na estação de Vila Real.	42
Fig.3.11 - Tipo de solo no concelho de Mondim de Basto.....	44
Fig.3.12 - Tipo de solo no concelho de Celorico de Basto.	44
Fig.3.13 - Carta de ocupação do solo no concelho de Mondim de Basto.....	45
Fig.3.14 - Carta de ocupação do solo no concelho de Celorico de Basto.....	46
Fig.4.1 - Localização dos 4 pontos de amostragem, distribuídos ao longo do Rio Tâmega.	52
Fig.4.2 - Localização do ponto de amostragem LA01.	53
Fig.4.3 - Fotografia do ponto de amostragem LA01.....	54
Fig.4.4 - Localização do ponto de amostragem LA02.	54
Fig.4.5 - Fotografia do ponto de amostragem LA02.	55
Fig.4.6 - Localização do ponto de amostragem LA03.	56
Fig.4.7 - Fotografia do ponto de amostragem LA03.	57

Fig.4.8 - Localização do ponto de amostragem LA04.	57
Fig.4.9 - Fotografia do Ponto de amostragem LA04.....	58
Fig.5.1 - Variação espaço-temporal da temperatura do ar (°C).	71
Fig.5.2 - Variação espacial da temperatura do ar (°C).	72
Fig.5.3 - Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C).....	72
Fig.5.4 - Variação espacial da temperatura da água (°C).....	73
Fig.5.5 - Variação espaço-temporal do pH.	75
Fig.5.6 - Variação espacial do pH.	76
Fig.5.7 - Variação espaço-temporal dos sólidos suspensos totais (mg/l).....	78
Fig.5.8 - Variação espacial dos sólidos suspensos totais (mg/l).....	79
Fig.5.9 - Variação espaço-temporal da condutividade (µS/cm).	81
Fig.5.10 - Variação espacial da condutividade (µS/cm).....	82
Fig.5.11 - Variação espaço-temporal do oxigénio dissolvido (mg/l).	84
Fig.5.12 - Variação espacial do oxigénio dissolvido (mg/l).	85
Fig.5.13 - Variação espaço-temporal do valor de nitratos (mg/l).	87
Fig.5.14 - Variação espacial dos teores de nitratos (mg/l).....	88
Fig.5.15 - Variação espaço-temporal dos nitritos (mg/l).	90
Fig.5.16 - Variação espacial do teor de nitritos (mg/l).	90
Fig.5.17 - Variação espaço-temporal do azoto amoniacal (mg/l).....	91
Fig.5.18 - Variação espacial dos teores do azoto amoniacal (mg/l).....	92
Fig.5.19 - Variação espaço-temporal dos ortofosfatos (mg/l).	94
Fig.5.20 - Variação espacial dos ortofosfatos (mg/l).	95
Fig.5.21 - Variação espaço-temporal da carência bioquímica de oxigénio (mg/l).	96
Fig.5.22 - Variação espacial da carência bioquímica de oxigénio (mg/l).	97
Fig.5.23 - Representação das correlações dos vários parâmetros físico-químicos.	98
Fig.5.24 - Representação da correlação dos locais amostrados.	99

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1 - Principais características da Bacia Hidrográfica do rio Tâmega (adaptado de AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).....	36
Tabela 3.2 - Evolução do volume de população residente entre 2001 e 2011 (INE, 2011).	47
Tabela 3.3 - População ativa e sua distribuição por setor de atividade (INE, 2011). ...	49
Tabela 4.1 - Parâmetros físico-químicos analisados, metodologia de determinação e unidades volume de população residente entre 2001 e 2011 (INE, 2011).	60
Tabela 4.2 - Tipos de habitats mais relevantes para a comunidade de diatomáceas e escala empírica para a identificação dos habitats inorgânicos (adaptado de INAG, 2008).	61
Tabela 5.1 - Lista de géneros observados com indicação do número de indivíduos observados e percentagem representativa no total das amostras.	100
Tabela 5.2 - Lista de espécies observadas com indicação do número de indivíduos observados e percentagem representativa no total das amostras.	101/102
Tabela 5.3 - Valores dos índices de Shannon-Wiener e de Equitabilidade de Pielou.	103

LISTA DE ABREVIATURAS

APA	Agência Portuguesa do Ambiente
CEE	Índice da Comunidade Económica Europeia
DES	Índice de Descy
DGRF	Direcção Geral dos Recursos Florestais
DQA	Diretiva-Quadro da Água
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPI-D	Índice Diatómico de Eutrofização/Poluição
E-W	Este-Oeste
GDI	Índice Diatómico Genérico
Há	Hectares
IBD	Índice Diatómico Biológico
IDAP	Índice Diatómico Artois Picardie
INAG	Instituto Nacional da Água
INE	Instituto Nacional de Estatística
IPS	Índice de Poluossensibilidade Específica
Km ²	Kilómetros quadrados

LMI	Índice de Leclercq & Maquet
N-E	Norte-Este
NE-SE	Nordeste-sudeste
NE-SW	Nordeste-Sudoeste
NW-SE	Noroeste-Sudeste
SLA	Índice de Sládecek
SNIRH	Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDI	Índice Trófico Diatómico

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Gerais

A água é um recurso natural com características muito especiais. Indispensável ao homem e aos outros seres vivos é componente privilegiado da própria vida e suporte essencial dos ecossistemas (Azevedo *et al.*, 2005). Sendo um recurso natural de valor económico, estratégico e social, essencial à existência e ao bem-estar do homem e à manutenção dos ecossistemas do planeta, torna-se fundamental utilizar a água de maneira sustentável, para que esta seja manipulada com racionalidade, precaução e moderação (Barros & Amin, 2008). Nesse seguimento, torna-se claro que é essencial um planeamento e uma gestão sustentável dos recursos hídricos a longo prazo sendo por isso crucial a garantia da sua qualidade ecológica bem como a conservação de habitats fundamentais (Rodrigues *et al.*, 2006; Cassidy, 2010).

A água, historicamente, foi um fator de escolha para a localização e desenvolvimento de muitas cidades (Viero, 2004). A história conta-nos que os primeiros aglomerados populacionais se localizaram em zonas onde os recursos naturais como a água eram abundantes e acessíveis (Mendes & Oliveira, 2004). Os habitats de água doce, embora ocupem uma pequena porção da superfície terrestre, foram desde sempre alvo da atenção humana, uma vez que permitem o acesso à água mais diretamente utilizável e de forma barata (Odum, 1997).

O exagerado crescimento da população associado ao desenvolvimento tecnológico, a agricultura intensiva e a industrialização (Wetzel, 1993; Goulart & Callisto, 2003), verificados principalmente na segunda metade do século XX, têm determinado alterações significativas nos padrões de vida da sociedade moderna, que se têm refletido no aumento constante da procura de água e no lançamento no ambiente de quantidades cada vez maiores de resíduos provenientes das suas atividades (Vieira, 2003; Silva *et al.*, 2008). Tommasi (1994) refere que, com a revolução industrial, a quantidade e variedade de resíduos industriais lançados no meio ambiente passaram a ser cada vez maiores (Goulart & Callisto, 2003). Como resultado, observa-se um aumento generalizado da pressão dos recursos hídricos, o que provoca uma série de perturbações sobre os mesmos, assim como a deterioração da sua qualidade (Goulart & Callisto, 2003; Fernandes, 2009; Rodrigues A.S.L., 2009; Cassidy, 2010). Desta forma, a disponibilidade dos recursos de água doce, quer em termos de quantidade quer de qualidade, é muitas vezes fator condicionante de presença – ou ausência- de vida (Spellman, 1998).

Os cursos de água funcionam como meios recetores de todo o tipo de materiais provenientes da bacia hidrográfica onde estão inseridas as atividades humanas que contribuem, muitas vezes para a redução da qualidade da água (Ribalonga Silva, 2010). Sendo morfológicamente filiformes, os cursos de água estão continuamente sujeitos a perturbações, quer de origem antrópica quer de origem natural, tendo estes últimos um papel preponderante na definição das características físico-químicas naturais das águas correntes (Ferreira, 2007). Existem várias causas de perturbações de origem natural, entre elas, as quedas de água, desabamentos e efeitos cársicos (Moura, 1997). Hoje em dia, praticamente não existe um ecossistema que não tenha sofrido influência direta e/ou indireta do homem, da qual podemos salientar: (1) poluição orgânica e industrial incorporada de forma difusa e/ou tóxica; (2) erosão seguida de alterações na paisagem pela agricultura, urbanização e silvicultura; (3) introdução e translocação de espécies; (4) regularização de rios; (5) desassoreamento; (6) degradação e fragmentação dos habitats aquáticos; (7) alterações climáticas; (8) sobre-exploração dos recursos que geram uma complexa rede de impactos sobre as componentes bióticas e abióticas dos ecossistemas aquáticos, provocando enormes variações na dinâmica dos ecossistemas, bem como das comunidades aquáticas que neles se desenvolvem (Karr, 1991; Goulart & Callisto, 2003; Cassidy, 2010; Ribalonga Silva, 2010). Consequentemente ocorrem alterações e perdas de habitat, mudanças na estrutura trófica e declínio da qualidade da água, levando ao comprometimento biológico (Peuy, 2010). Outro fenómeno de origem antrópica com efeitos negativos na qualidade da água é o seccionamento dos rios através da construção das barragens. Estas, apesar de apresentarem diversas vantagens, como a prevenção das cheias, o armazenamento de água e a produção de energia elétrica, também apresentam condicionamentos aos processos essenciais dos ecossistemas naturais, uma vez que alteram os regimes de caudal de modo a atender às necessidades humanas, com consequentes alterações a nível do transporte de nutrientes, da temperatura da água e redução do transporte de sedimentos (Azevedo *et al.*, 2005).

Smith & Schindler (2009) destacou a eutrofização cultural como o maior problema da atualidade em corpos de água superficiais, considerando-a como um dos exemplos mais visíveis das alterações causadas pelo Homem à biosfera (Smith & Schindler, 2009), uma vez que provoca sérios efeitos no estado e saúde de ecossistemas (Lundberg, 2013). A eutrofização dos cursos de água, apesar de ser um fenómeno natural, é extremamente acelerada pelas atividades humanas, que intensificam, de forma considerável este processo natural, através do enriquecimento anormal das

águas em elementos nutritivos, sendo o fósforo e o azoto os mais importantes (Monteiro, 2004). Níveis excessivos destes nutrientes têm originado diversos problemas nos ecossistemas aquáticos, nomeadamente, “blooms” de fitoplâncton com potencial tóxico; crescimento excessivo de plantas flutuantes, convertendo a coluna de água num ambiente afótico; hipoxia/anoxia; perda de biodiversidade; aumento da turbidez da água; problemas no odor e sabor da água e degradação de ecossistemas (Finkel *et al.*, 2009; Aguiar *et al.*, 2011; Ferreira, *et al.*, 2011; Branco, 2012). Deste modo, a eutrofização pode ser definida como os efeitos de um aumento no fornecimento de matéria orgânica num ecossistema, que é em grande parte gerada por um aumento da entrada de nutrientes, seguida por um aumento da produção primária e secundária (Bonsdorff *et al.*, 1997). A entrada de volumosas quantidades de nutrientes e matéria orgânica, excedendo a capacidade assimilativa dos sistemas naturais recetores (Magalhães & Vasconcelos, 2002), provoca a quebra de estabilidade do ecossistema, uma vez que este passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor (Esteves, 1998). Este desequilíbrio é acompanhado de profundas mudanças no metabolismo de todo o ecossistema, na qual ocorrem mudanças qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema (Esteves, 1998). Essas mudanças poderão ser a eliminação de espécies mais sensíveis, enquanto as mais tolerantes, beneficiando da eliminação dos competidores e predadores e aproveitando o aumento de alimento disponível representado pela própria matéria orgânica, se desenvolvem podendo, em conjunto, atingir densidades e biomassas totais várias vezes superiores às primitivas (Teles, 1991).

O estudo dos ecossistemas aquáticos, tais como os rios e lagos, tem-se convertido, nas últimas décadas, num elemento chave para melhorar o conhecimento que temos sobre a estrutura das comunidades que os habitam e compreender melhor as relações entre elas e o meio que as rodeiam. A estrutura e a composição das comunidades presentes num determinado ecossistema aquático são fruto de uma série de interações bióticas e da estrutura e composição dos habitats presentes (Ferreiro, 2007).

Os rios desempenham não só um papel fundamental no ciclo hidrológico global da Terra como também no desenvolvimento da humanidade (Ferreiro, 2007), uma vez que fornecem água doce, permitem o transporte de pessoas e mercadorias, e por ser um local de despejo de águas sujas (Odum, 1993). Apesar de ser a fonte de água doce mais importante para o Homem, os rios, durante séculos, foram usados como

uma lixeira para todos os tipos de resíduos, sem qualquer controlo sobre eles (Helios-Rybicka *et al.*, 2005), tendo sido assim, mais intensivamente utilizados pelo Homem do que qualquer outro tipo de sistemas naturais (Oliveira *et al.*, 2007). Grandes rios, especialmente os de cursos inferiores, estão sujeitos a uma grande variedade de impactos ambientais, onde as alterações geomorfológicas e hidrológicas, assim como os usos da terra e a introdução de contaminantes e espécies exóticas têm sido consideradas as principais pressões (Peuy, 2010).

Embora os rios tenham uma grande capacidade de assimilação e diluição de uma parte significativa dos resíduos introduzidos, as vastas quantidades hoje em dia rejeitadas pela sociedade moderna resultam, em geral numa sobrecarga (poluição) que perturba o equilíbrio dos ecossistemas fluviais (Helios-Rybicka *et al.*, 2005).

Sendo corredores naturais de grande importância hidrológica, ecológica e paisagista que integram e estabelecem ecossistemas complexos (Ordeix *et al.*, 2012), os ecossistemas lóticos são caracterizados por uma grande variabilidade e complexidade de parâmetros bióticos e abióticos, tornando-os essencialmente dinâmicos. Como qualquer ecossistema, os rios envolvem uma complexa interação da biota com o seu ambiente físico e químico (Silveira, 2004). Segundo Southwood (1977) as condições do habitat são o principal fator que influencia a presença, abundância e distribuição dos organismos no ambiente (Lopes *et al.*, 2003). A avaliação física do meio permite não só entender a relação entre a qualidade do habitat e as condições biológicas do meio, mas também identificar alterações ambientais nos sítios avaliados. Hannaford *et al.*, (1997) afirmam que o estudo da qualidade do habitat físico é essencial em qualquer pesquisa biológica, uma vez que, a fauna aquática apresenta frequentemente exigências específicas de habitats, que não necessariamente estão associadas com a qualidade da água dos ambientes em estudo. Assim, a avaliação do meio físico de um rio é definida como a avaliação da estrutura do habitat físico que influencia a qualidade da água e a condição das comunidades aquáticas que ali residem (Rodrigues *et al.*, 2010). Deste modo, a degradação do habitat e da qualidade da água estão quase sempre entre os fatores que mais empobrecem a qualidade ecológica do rio (Oliveira *et al.*, 2007).

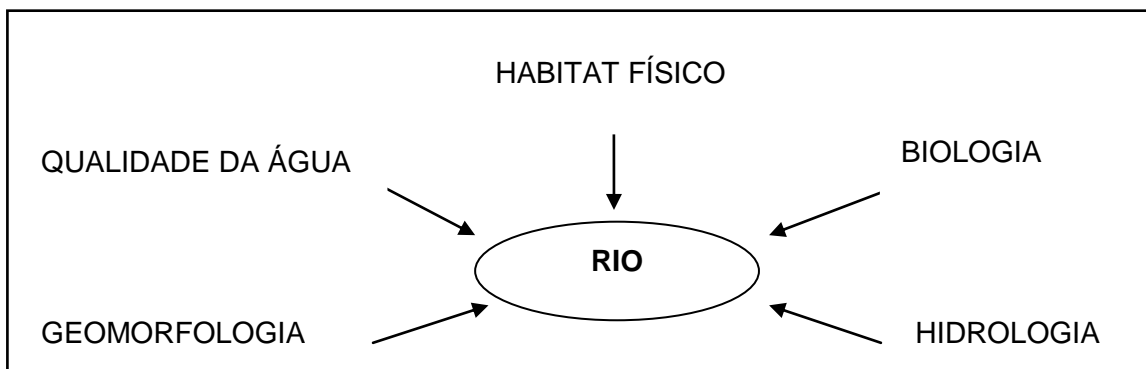


Fig.1.1 - Variáveis que atuam no funcionamento de um rio (adaptado de Rodrigues A.S.L., 2009).

De acordo com Vannote *et al.*, (1980), os organismos e as características de cada troço lótico evoluíram em concerto com o arranjo mais provável das condições físicas e químicas, e determinadas pela geologia e geomorfologia da bacia de drenagem e do corredor fluvial, o que significa que o processamento de materiais físicos, químicos e biológicos resultantes das atividades humanas agrárias e urbanas se reflete no corredor fluvial (Moreira *et al.*, 2002) e na zona ripária, com consequentes perdas na biodiversidade e na integridade ecológica desses ambientes (Rodrigues A.S.L., 2009). As zonas ripárias, formadas pela vegetação nas margens ribeirinhas, são consideradas como um dos habitats biofísicos mais complexos do planeta, quer pela sua biodiversidade, dinamismo e produtividade primária, quer pela sua importante função de corredor ecológico, exercida pela interligação do leito e das margens do rio com a vegetação (Ordeix *et al.*, 2012). A vegetação ripícola é parte integrante do ecossistema fluvial e desempenha um papel muito importante, que define o tipo de rio e sua conservação (Ordeix *et al.*, 2012), sendo considerada uma estrutura determinante da paisagem e um elemento chave no funcionamento do ecossistema fluvial e na manutenção da qualidade da água (Rodrigues C.M.M, 2010). Segundo Rodrigues & Shepherd (2004), o ambiente do entorno de um sistema lótico reflete as características geológicas, geomorfológicas, climáticas, hidrológicas e hidrográficas que atuam como elementos definidores da paisagem e, portanto das condições ecológicas locais (Rodrigues *et al.*, 2010). Desta forma, a vegetação ripícola contribui para a melhoria da qualidade físico-química da água, uma vez que pode reter uma parte muito importante dos nutrientes; é uma fonte de matéria orgânica, alimento e refúgio para uma parte da fauna aquática; possui um papel chave na conservação da biodiversidade; proporciona uma grande quantidade de ambientes ou habitats entre o rio e o bosque adjacente à zona aluvial (Ordeix *et al.*, 2012); desempenha uma ação eficaz de filtragem superficial de sedimentos; atua diretamente na reciclagem de nutrientes (Rodrigues *et al.*, 2010); intercepta e absorve a radiação solar, proporcionando a estabilidade térmica dos pequenos cursos de água e desempenha um papel muito importante na atenuação da erosão fluvial acelerada e na regularização de vazões ao longo dos cursos de água (González *et al.*, 2003; Wagner, 2003).

Uma vez que os rios integram tudo o que acontece nas áreas de entorno, considerando-se o uso e a ocupação do solo, as suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre as consequências das ações do homem (Callisto *et al.*, 2001). Assim sendo, a

compreensão e o entendimento das comunidades aquáticas, incluindo a avaliação da sua composição e estrutura, bem como da sua dinâmica, são parâmetros essenciais para a avaliação da qualidade ecológica da água. Torna-se por isso vital que estes recursos de água doce sejam avaliados e protegidos conciliando-os com as necessidades de água para as atividades humanas (Helios-Rybicka *et al.*, 2005). Neste sentido, foi criada a Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000), cujo objetivo central é que os Estados-Membros da União Europeia procurem alcançar o bom estado ecológico de todos os corpos de água até 2015 (O'Driscoll *et al.*, 2012).

1.2 Diretiva-Quadro da Água (DQA)

O meio hídrico, como ecossistema, reveste-se de enorme sensibilidade e requer a tomada de medidas específicas de salvaguarda das suas características biofísicas (Decreto-Lei nº 45/94). Tendo em conta o número crescente de pressões a que os nossos recursos hídricos estão expostos, é vital criar instrumentos eficazes que abordem os problemas de forma clara e ajudem a preservar os recursos para as próximas gerações (Direcção-Geral do Ambiente, 2002). Consciente desses problemas, o Conselho da Europa acordou e publicou em 22 de dezembro de 2000 a Diretiva-Quadro da Água (DQA), que tem como principal objetivo estabelecer uma estrutura base para a proteção dos diferentes tipos de águas: águas doces superficiais lênticas e lóticicas, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas (Vieira, 2003), com vista à prevenção e redução da poluição dessas águas, à promoção da sua utilização sustentável, à proteção do ambiente, à melhoria do estado dos ecossistemas aquáticos e à redução dos impactos das inundações e das secas (Conselho Nacional da Água, 2009).

A DQA estabelece como objetivos ambientais a prevenção da deterioração dos ecossistemas superficiais e sua recuperação com o objetivo de alcançar o “bom estado das águas” até 2015. O bom estado corresponde ao estado em que se encontra um corpo de água superficial quando os seus estados ecológicos e químicos são considerados pelo menos “bons” (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000; Casado, 2007; Saraiva, 2010). Desta forma, a DQA contribui para: assegurar a provisão de água na quantidade e com a qualidade indispensáveis para satisfazer o consumo humano e as necessidades das atividades socioeconómicas, de forma sustentável, equilibrada e equitativa; proteger as águas marinhas, nomeadamente no que se refere à eliminação

da poluição telúrica; e reduzir progressivamente as descargas de substâncias perigosas no meio aquático (Saraiva, 2010).

O enquadramento teórico da DQA aponta claramente para uma visão moderna de gestão da procura e de gestão integrada da água e do território. Considera-se que a água não é um produto comercial como qualquer outro, mas um património que deve ser protegido, defendido e tratado como tal (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000; Vieira, 2003). Assim, a visão antropocêntrica e utilitária da qualidade da água, em função dos usos humanos da mesma, deu lugar a uma visão ecológica da qualidade da água, direcionada para avaliar a integridade global dos ecossistemas aquáticos nas componentes físico-química, biológica e hidromorfológica (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000; Oliveira *et al.*, 2007), introduzindo-se assim o novo conceito de avaliação do estado ecológico (Bis, 2005; INAG, 2008; Conselho Nacional da Água, 2009). Este conceito consiste na avaliação da qualidade ecológica das águas superficiais encaradas como ecossistemas aquáticos, independentemente dos usos atuais ou potenciais dessas águas (Alves *et al.*, 2002). A DQA define o estado ecológico das águas superficiais como “a expressão da qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície” (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000). De acordo com o anexo V da DQA, existem três tipos diferentes de elementos básicos de qualidade para avaliação do estado ecológico, sendo eles os elementos biológicos (comunidades de fitoplâncton, macrófitas e fitobentos, invertebrados bentónicos e fauna piscícola); elementos hidromorfológicos (regime hidrológico, continuidade do rio e condições morfológicas) e ainda os elementos químicos e físico-químicos (temperatura, oxigénio dissolvido, nutrientes) (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000; Oliveira *et al.*, 2007). Os elementos biológicos assumem um papel preponderante na avaliação do estado ecológico, sendo as condições hidromorfológicas e físico-químicas consideradas como elementos de suporte que condicionam e determinam as comunidades biológicas (Bis, 2005).

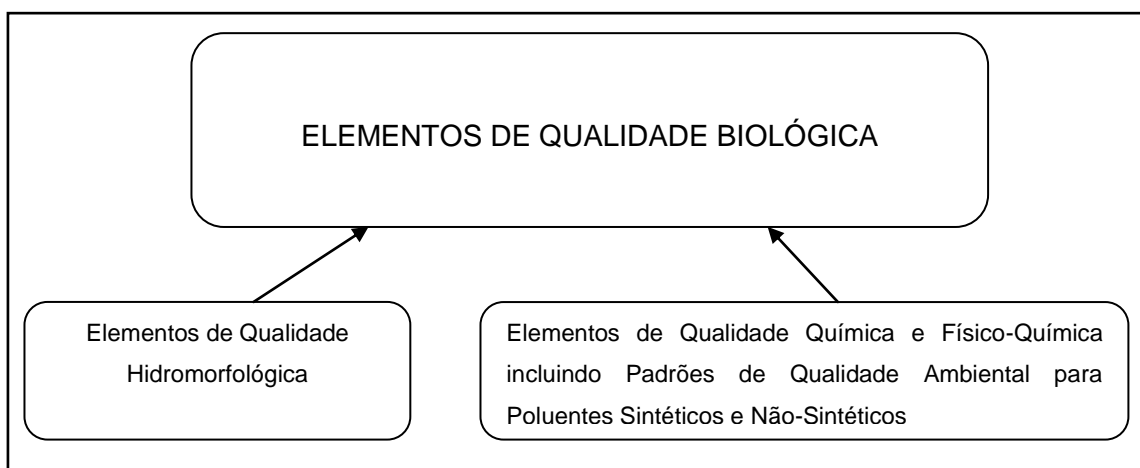


Fig.1.2 - Elementos básicos de qualidade para avaliação do estado ecológico e sua relação: elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos (adaptado de Bis, 2005).

O estado ecológico é expresso com base no conceito de desvio relativamente às condições de um corpo de água idêntico em condições consideradas de referência (Alves *et al.*, 2002). Assim, o estado ecológico é definido como uma medida da estruturação e funcionamento dos ecossistemas aquáticos e é avaliada como a relação entre a biota observada num dado local e o esperado em circunstâncias de não mais do que “muito pequenas” alterações feitas pelo homem aos elementos de qualidade físico-químicos, hidromorfológicos e biológicos (Yallop *et al.*, 2009).

A DQA define a existência de cinco classes de qualidade para a avaliação do estado ecológico das águas de superfície: excelente, bom, razoável, medíocre e mau. Para efeitos de comunicação gráfica, a estas classes correspondem respetivamente, as cores azul, verde, amarelo, laranja e vermelho (INAG, 2009).

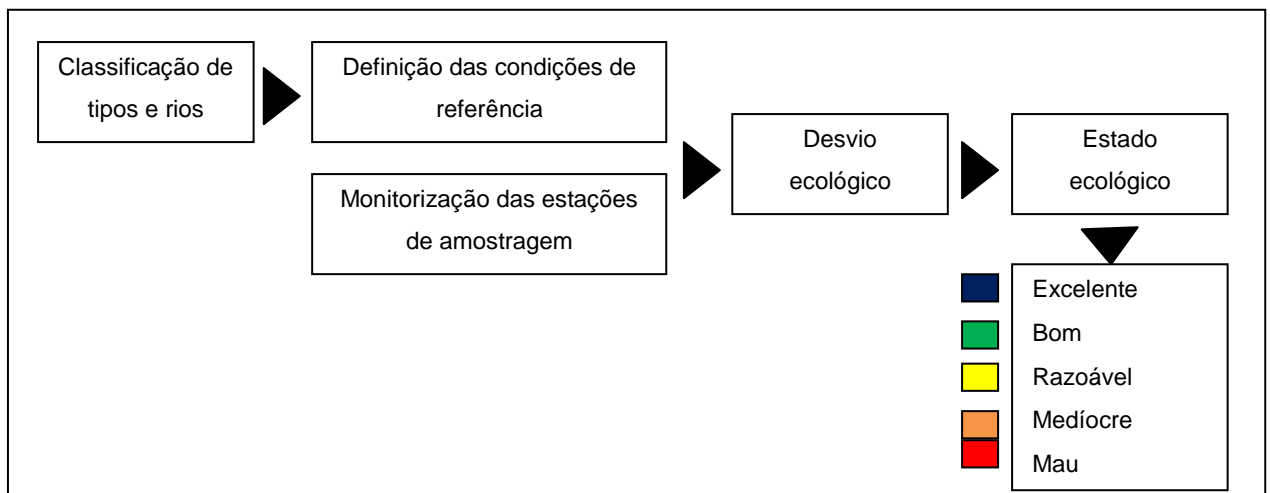


Fig.1.3 - Etapas preconizadas pela DQA para definição do estado ecológico (adaptado de Oliveira *et al.*, 2007).

No bom estado ecológico, as características das comunidades de organismos aquáticos apenas se desviam ligeiramente das normalmente associadas às condições de referência, e os valores dos parâmetros físico-químicos e as características hidromorfológicas são compatíveis com os valores especificados para as comunidades bióticas (INAG, 2006). A designação de bom estado ecológico aplica-se a meios hídricos superficiais que apresentam baixos níveis de perturbações antrópicas (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000), constituindo assim, ecossistemas ricos, equilibrados e sustentáveis, em que estão satisfeitas todas as normas de qualidade físico-química (bom estado físico-químico) (Moreira *et al.*, 2002). Para as massas de água que venham a ser classificadas no estado inferior a Bom é necessário definir as medidas necessárias para alcançar esse estado, medidas essas que terão repercussões económicas e sociais, daí a importância de utilizar um sistema de classificação devidamente coerente e robusto (INAG, 2009).

A monitorização a desenvolver no âmbito da DQA tem essencialmente duas finalidades: a avaliação do estado das águas, para acompanhar a evolução do estado das massas de água e preencher lacunas da informação (monitorização de vigilância), e o diagnóstico de problemas, para analisar a eficácia dos programas de medidas a implementar para as massas de água em risco (monitorização operacional). Em alguns casos pode ser necessário estabelecer uma monitorização de investigação, para investigar a fonte de problemas detetados, para os quais não se identificou a razão (INAG, 2006).

Por forma a assegurar a consistência e comparabilidade dos sistemas de monitorização dos vários Estados-Membros, a DQA prevê o desenvolvimento de um exercício de intercalibração (INAG, 2009). Este exercício tem como objetivo garantir que as fronteiras entre as classes de qualidade sejam coerentes com as definições normativas da DQA e que estas sejam comparáveis entre Estados-Membros (Saraiva, 2010). Em suma, a DQA estabelece um sistema integrado de medidas com vista à proteção das águas, de forma a prevenir a sua deterioração, protegendo e melhorando o estado dos ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas húmidas (Saraiva, 2010). Para isso, é necessário que os Estados-Membros implementem a DQA de forma mais eficiente possível, desenvolvendo metodologias e mecanismos adequados, estandardizados e economicamente viáveis, que permitam controlar a poluição que aflui aos ecossistemas aquáticos provenientes da bacia de drenagem (Bis, 2005).

1.3 Avaliação da qualidade da água: biomonitorização

Face à intensificação e complexidade das atividades humanas com impactos nos ecossistemas, na saúde humana e nos usos múltiplos da água, cada vez mais se torna necessário um planeamento e gestão sustentável dos recursos hídricos a longo prazo, tendo em atenção a avaliação da quantidade de água disponível e da qualidade da mesma considerando o fim a que esta se destina (Baud *et al.*, 1999; Mendes & Oliveira, 2004). As redes de monitorização surgem, assim, como instrumentos de apoio à gestão dos recursos hídricos, permitindo avaliar a qualidade físico-química e biológica da água, bem como obter uma relação entre os parâmetros de qualidade e as ações antropogénicas e também com os usos que lhe são conferidos (Fernandes, 2009).

Durante muito tempo, a monitorização físico-química foi a forma mais apropriada de detetar os efeitos de atividades humanas nas comunidades aquáticas (Hering *et al.*, 2003; Ferreira, 2006), pelo que toda a estratégia de recuperação ambiental neles se fundamentava (Moreira *et al.*, 2002). A monitorização de variáveis físicas e químicas

apresenta algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; deteção precisa da variável modificada e determinação destas concentrações alteradas (Goulart & Callisto, 2003). Para além destas vantagens, a caracterização físico-química, quando efetuada em intervalos de tempo regulares, por longos períodos de tempo, possibilita a determinação das tendências reais de um rio (Silva, 2008). Contudo, esta avaliação apresenta algumas desvantagens, entre elas, a descontinuidade temporal e espacial das amostragens, uma vez que estas fornecem somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Goulart & Callisto, 2003). Assim, torna-se necessário um grande número de análises, geralmente custosas, o que inviabiliza o seu uso como única ferramenta para a realização de uma monitorização temporal eficiente (Buss *et al.*, 2008). Além disso, a monitorização físico-química é apontado como pouco eficiente na deteção de alterações na diversidade de habitats e micro-habitat e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade da água sobre as comunidades biológicas (Goulart & Callisto, 2003). Deste modo, este tipo de avaliação revelou-se de baixa sensibilidade, inadequada na medição de diferentes situações de perturbação intermédia e incapaz de distinguir variações naturais das antrópicas (Ferreira, 2006). De modo a aumentar a eficiência dos sistemas de deteção de impactos ambientais é fundamental a integração destes resultados com as características biológicas dos ecossistemas (Buss *et al.*, 2008), pelo que os métodos biológicos se apresentam como a nova metodologia a adotar de modo a complementar os já existentes (Mendes & Oliveira, 2004).

A biomonitorização pode ser definida como o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antrópicas (Buss, 2008), com o objetivo de determinar a qualidade do ambiente aquático (Silveira, 2004). Desta forma, o uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água baseia-se nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem (Buss *et al.*, 2003). Como os rios estão sujeitos a inúmeras perturbações, a biota aquática reage a esses estímulos, sejam eles naturais ou antrópicos (Buss *et al.*, 2003), uma vez que possui capacidade natural para responder aos efeitos de perturbações naturais ou permanentes (Segnini, 2003). Nesse sentido, uma importante componente deste tipo de avaliação é o uso de organismos vivos, uma vez que estes apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais, assim como limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (Alba-Tercedor, 1996). Em termos gerais, pode afirmar-se que a biota aquática muda a sua estrutura e

funcionamento com a modificação das condições ambientais dos seus habitats naturais (Segnini, 2003). As comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (Goulart & Callisto, 2003), e ao integrar os efeitos de diferentes agentes de stress, muitas vezes complexos e interdependentes, proporcionam uma medida do seu impacto acumulativo (Barbour *et al.*, 1999). Com efeito, as comunidades biológicas devem ser usadas numa perspetiva de fornecerem uma informação mais lata, que se pode traduzir em termos de integridade ecológica, ou seja, englobando a integridade química, física e biológica, e não apenas a primeira (Moreira *et al.*, 2002). Nesse contexto, a avaliação biológica tem a vantagem de integrar de forma cumulativa, o conjunto de alterações e agressões que afetam um dado local, não só na altura da amostragem, mas também historicamente (Ferreira, 2006), uma vez que as comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais verificadas durante um período de tempo mais alargado, refletindo as condições críticas que poderão ter ocorrido durante esse período (Bernardino *et al.*, 2000). Outra vantagem da monitorização biológica é o aspeto custo/benefício (Alba-Tercedor, 1996), uma vez que apresentam um custo relativamente baixo, principalmente quando comparada com a monitorização química ou com testes de toxicidade de poluentes tóxicos (Silva, 2008).

A monitorização biológica é realizada principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat (Ferreiro, 2007). Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (Barbour *et al.*, 1999).

Os principais organismos comumente utilizados na avaliação do estado ecológico para as diferentes categorias de massas de água são os invertebrados bentónicos, a fauna piscícola, o fitoplâncton, o fitobentos e as macrófitas (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000). O uso das informações biológicas destas comunidades aquáticas são aplicáveis a diversos ecossistemas aquáticos continentais de forma eficiente, contudo, cada uma destas comunidades possui vantagens em relação às outras, dependendo do tipo de ecossistema onde vai atuar, isto é, nos lagos e reservatórios sobressai o uso de macrófitas, enquanto nos riachos e nos rios de grande porte sobressai o uso de macroinvertebrados e peixes, respectivamente (Buss *et al.*, 2008).

Considera-se, assim, que um meio aquático apresenta uma boa qualidade biológica quando possui características naturais que permitem que no seu meio se desenvolvam as comunidades de organismos que lhe são próximas (Alba-Tercedor, 1996).

Uma abordagem baseada no reconhecimento atual de que os corpos hídricos são ecossistemas complexos requer a integração de várias técnicas de monitorização (Buss *et al.*, 2008), considerando não apenas os métodos tradicionais de avaliação, mas os aspetos biológicos do sistema (Buss *et al.*, 2003). Apesar da sua utilidade, os parâmetros biológicos não podem ser utilizados isoladamente dos restantes, visto estarem normalmente correlacionados e resultarem de variações desses parâmetros (Fernandes, 2009). Os métodos biológicos quando monitorizados em conjunto com outros métodos permitem detetar problemas no meio aquático não detetáveis apenas com análises químicas (Silva, 2008). Assim, os métodos biológicos e físico-químicos devem ser considerados complementares ao invés de mutuamente excludentes (Johnscher-Fornasaro, et al., 1987) (González *et al.*, 2003) (Buss *et al.*, 2008).

Uma avaliação criteriosa da qualidade das águas requer, portanto, uma estrutura metodológica que seja capaz de integrar variáveis representativas dos processos alteradores das suas condições estruturais, bem como das respostas à ação dos estímulos externos, que podem variar (em escala) do nível individual ao ecossistema como um todo (Bollmann, et al., 2008). Assim, o ideal é a associação entre os métodos físico-químicos e os métodos biológicos, pois tanto as informações obtidas através de análises biológicas quanto as obtidas por métodos físico-químicos, ou outros, são fundamentais para a implementação de programas de controlo da poluição (Buss *et al.*, 2008), contribuindo assim, para uma correta avaliação da qualidade das águas correntes (Schuch *et al.*, 2012).

1.4 Diatomáceas como bioindicadores da qualidade da água

As alterações antropogénicas em águas continentais podem causar profundas alterações nas comunidades de microalgas (Wetzel *et al.*, 2002), razão pela qual as diatomáceas têm sido extensivamente utilizadas como indicadoras da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos em todo o mundo (Almeida, 2001; Leira & Sabater, 2005; Potapova & Charles, 2007; Beyene *et al.*, 2009; Omar, 2010; O'Driscoll *et al.*, 2012).

As diatomáceas são algas eucarióticas pertencentes à divisão Bacillariophyta, classe Bacillariophyceae (Wetzel, 1993), e dividem-se em *Centrales*, que possuem simetria radial, e *Pennales*, cuja simetria é bilateral (Wetzel, 1993). A principal característica destas algas é a parede celular siliciosa, que lhe confere resistência, e cujo tamanho,

forma e ornamentação é importante para a classificação taxonómica das diatomáceas (Wetzel, 1993; Dell’Uomo, 2004; Rodrigues C.G., 2007). A parede ou frústula é formada por duas valvas, a epiteca e a hipoteca, que se encaixam na pleura (Wetzel, 1993; Dell’Uomo, 2004). Nas valvas das diatomáceas *Pennales* observam-se várias áreas de espessamento e dilatações. Em algumas espécies existe um sulco, denominado rafe, que atravessa a parede celular totalmente ou em parte, e noutras espécies encontra-se uma depressão nas zonas axiais que se denomina pseudorafe. Os quatro grupos principais de diatomáceas *Pennales* distinguem-se com base nestas estruturas: as *Araphidineae* possuem pseudorafe; as *Raphidioidineae* possuem um rafe rudimentar; as *Monoraphidineae* possuem rafe numa das valvas e pseudorafe na outra, e as *Biraphidineae* possuem rafe em ambas as valvas (Wetzel, 1993). Em relação à reprodução, a reprodução vegetativa por divisão celular é o processo mais frequente de multiplicação e dá-se normalmente à noite. A reprodução sexuada acontece periodicamente, quando as células atingem uma dimensão mínima crítica após várias divisões celulares no decurso da reprodução assexuada. Nas diatomáceas *Pennales* a reprodução é isogamética com formação de gâmetas ameboides, enquanto nas *Centrales* a reprodução é oogamética, com formação de espermatozoides flagelados (Wetzel, 1993).

As diatomáceas constituem o principal componente do fitobentos (Rovira *et al.*, 2012), sendo o grupo que apresenta mais dominância e diversidade em águas correntes (Morais *et al.*, 2009; Kireta *et al.*, 2012). Estas algas unicelulares fotossintéticas autotróficas (Dell’Uomo, 2004; Feio *et al.*, 2009) têm sido consideradas por diferentes investigadores como essenciais na monitorização da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos devido às suas características específicas, nomeadamente: (1) presença em abundância desde a nascente até à foz do rio; (2) distribuição ubíqua que permite comparações entre diversos habitats; (3) evidenciam uma relação clara com a qualidade da água; (4) não dispõem de um ciclo de vida faseado que as ausentaria dos sistemas aquáticos; (5) desenvolvem-se em habitats específico, bem definido e facilmente amostrável; (6) apresentam uma grande diversidade taxonómica; (7) amostragem é relativamente simples e de baixo custo; (8) são facilmente cultivadas em laboratório; (9) respondem rápida e previsivelmente a perturbações ambientais por meio de mudanças na sua composição e abundância, uma vez que o seu metabolismo é sensível à variação de distúrbios ambientais e naturais; (10) constituem um dos principais grupos na base da cadeia alimentar de todos os ecossistemas aquáticos (Wetzel *et al.*, 2002; (Bellinger *et al.*, 2006; Souza *et al.*, 2007; INAG, 2008; Tison *et al.*, 2008; Feio *et al.*, 2009; Morais *et al.*, 2009; Omar, 2010; Feio *et al.*, 2012; Kireta *et*

al., 2012; O'Driscoll *et al.*, 2012; Rovira *et al.*, 2012). A sua utilização como indicadores da qualidade da água baseia-se no fato de que todas as espécies de diatomáceas possuem limites relativamente definidos de tolerância e ótimos de preferência para as condições ecológicas, como os nutrientes, a poluição orgânica e inorgânica ou a acidez. Nas águas poluídas ocorre um incremento da abundância das espécies mais tolerantes e que possuem o ser ótimo com um determinado nível duma substância poluente concreta. Por outro lado, algumas espécies não toleram níveis elevados de uma ou mais substâncias poluentes, embora outras possam ocorrer numa ampla gama de qualidade da água (Ordeix *et al.*, 2012). É de referir ainda que, as espécies que são menos frequentes e que têm uma distribuição espacial restrita são melhores indicadoras do meio, pois têm preferências ecológicas distintas enquanto as espécies mais frequentes apresentam uma grande tolerância aos diversos fatores ecológicos (Rodrigues C.G., 2007). Nos rios os fatores abióticos mais relevantes que afetam a composição e abundância das diatomáceas são os nutrientes (principalmente o azoto e o fósforo), a matéria orgânica, o pH e a salinidade. Outros fatores como a luz, a temperatura, e a natureza do substrato também podem originar variações nas comunidades de diatomáceas (Morais *et al.*, 2009).

Apesar do seu potencial, o uso de diatomáceas como indicadores biológicos da qualidade da água apresenta algumas limitações, uma vez que a sua utilização exige a identificação até ao nível específico ou sub-específico e, consequentemente, uma preparação taxonómica muito boa, e as poluições muito tóxicas não são facilmente detetadas e avaliadas pelos índices de diatomáceas (Oliveira, 2007). Além disso, a sua utilização como indicadores biológicos de sistemas fluviais pode ser dificultado, uma vez que os seus padrões de distribuição respondem a uma diversidade de fatores, que vão desde os fatores biogeográficos aos fatores bioquímicos e às influências humanas (Leira & Sabater, 2005). Convém ainda referir, que as diatomáceas bentónicas são pouco sensíveis a pressões hidromorfológicas, como as alterações do regime hidrológico (INAG, 2008).

Para avaliar a qualidade da água com base na comunidade de diatomáceas têm sido desenvolvidos, em vários países, numerosos índices, que são usados como uma ferramenta adicional para avaliar a saúde do ecossistema (Kelly, 1998; Almeida, 2001; Potapova *et al.*, 2004; Feio *et al.*, 2009; Lacoursière *et al.*, 2011; Rovira *et al.*, 2012). Na Europa existem cerca de 20 índices baseados nas diatomáceas que foram inicialmente desenvolvidos para avaliar nutrientes e/ou poluição orgânica em rios, sendo posteriormente, alguns deles adaptados para cumprir as exigências definidas

pela DQA para avaliação do estado ecológico desses ecossistemas (Rovira *et al.*, 2012). Alguns desses índices são: (1) Índice de Sládecek (SLA) (Sládecek, 1973); (2) Índice de Descy (DES) (Descy, 1979); (3) Índice de Poluossensibilidade Específica (IPS) (Coste in Cemagref, 1982); (4) Índice de Leclercq & Maquet (LMI) (Leclercq & Maquet, 1987); (5) Índice Diatómico Genérico (GDI) (Rumeau & Coste, 1988; Coste & Aypassorho, 1991); (6) Índice da Comunidade Económica Europeia (CEE) (Descy & Coste, 1991); (7) Índice Trófico Diatómico (TDI) (Kelly & Whitton, 1995); (8) Índice Diatómico Biológico (IBD) (Lenoir and Coste, 1996; Prygiel & Coste, 1998); (9) Índice Diatómico Artois Picardie (IDAP) (Prygiel *et al.*, 1996); (10) Índice Diatómico de Eutrofização /Poluição (EPI-D) (Dell'Uomo, 2004), entre outros (Kelly, 1998; Prygiel & Coste, 2000; Almeida, 2001; Dell'Uomo, 2004; Potapova *et al.*, 2004; Lavoie *et al.*, 2006; Raunio & Soininen, 2007; Feio *et al.*, 2009; Morais *et al.*, 2009; Solak & Àcs, 2011; Noga *et al.*, 2013). Em Portugal Continental, os índices utilizados são o IPS, para rios do Norte e o CEE, para rios do Sul (Morais *et al.*, 2009), estando estes índices em concordância com as definições normativas da DQA para os elementos biológicos Fitobentos-Diatomáceas, e sido aprovados pela Comissão Europeia (INAG, 2009). Estes índices pretendem avaliar a poluição orgânica e inorgânica em função da sensibilidade de cada *taxa*, tendo em conta a resposta de toda a comunidade de diatomáceas (Almeida, 2001).

Embora os sistemas de avaliação ecológica para rios com base no elemento biológico diatomáceas contemplem tanto a abundância específica como a composição taxonómica, e reflitam claramente as condições de qualidade da água, é importante salientar que a amostragem destas algas não deve ser tomada como uma medida absoluta das perturbações do rio, devendo ser considerada como uma descrição útil da resposta das comunidades de diatomáceas para tais perturbações que complementam outros indicadores ambientais (Morais *et al.*, 2009; Omar, 2010). Nesse sentido, e de acordo com a perspectiva holística implícita na Diretiva-Quadro da Água, é fundamental referir que a amostragem de diatomáceas deve ser complementada por outros indicadores de qualidade biológica e física e química, a fim de se obter um sinal global das alterações do ecossistemas, e consequentemente, uma avaliação mais precisa do estado ecológico do rio (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000; (Oliveira *et al.*, 2007; Omar, 2010).

OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

O presente trabalho teve como finalidade avaliar e monitorizar a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Tâmega nos concelhos de Mondim de Basto e Celorico de Basto, tendo por base as metodologias usadas em Portugal para a avaliação da qualidade da água em sistemas lóticos, fundamentadas de acordo com o preconizado na Diretiva-Quadro da Água (DQA).

Assim, o presente trabalho teve como objetivos:

- Determinar o atual estado ecológico do rio Tâmega no que se refere à qualidade da água, avaliada através da utilização de indicadores biológicos e físico-químicos, implementando as metodologias do INAG;
- Classificar as águas da bacia hidrográfica do rio Tâmega através das suas características físico-químicas, segundo a legislação vigente em Portugal no que se refere a águas superficiais e aos seus usos;
- Estudar a variabilidade das condições físico-químicas;
- Identificar e caracterizar os principais constituintes do ecossistema aquático em termos das comunidades de Diatomáceas;
- Analisar a estrutura e composição das comunidades de algas diatomáceas e utilizar as variáveis abióticas para caracterizar o ambiente.

Além destes objetivos, e com o intuito de atenuar as lacunas de informação existentes no que respeita ao rio Tâmega na zona de Mondim de Basto e Celorico de Basto, o presente trabalho pretendeu representar, de um modo geral, um contributo para um maior e melhor conhecimento sobre a ecologia das comunidades de diatomáceas deste sistema, tendo em vista um melhor aproveitamento pelo Homem.

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TÂMEGA

3. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TÂMEGA

A bacia hidrográfica tem sido utilizada como uma unidade geomorfológica fundamental devido ao facto das suas características governarem, no seu interior, todo o fluxo superficial da água (Tonello, 2005; Silveira, 2006). De acordo com Lima (1986), o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é função das suas características geomorfológicas (forma, relevo, área, geologia, rede de drenagem, solo, entre outros) e do tipo de cobertura vegetal (Tonello, 2005; Teodoro *et al.*, 2007). O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica também é afetado por ações antrópicas tais como alterações do uso do solo e dos recursos aquáticos, uma vez que, ao intervir no meio natural, o homem acaba por interferir nos processos do ciclo hidrológico, podendo alterar os processos físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas fluviais e consequentemente modificar as comunidades biológicas (Karr, 1991; Tonello, 2005). Assim, as características naturais de uma bacia hidrográfica estão diretamente relacionadas com o ciclo hidrológico em todas as suas fases, o qual pode interferir, por exemplo, no escoamento superficial, que é responsável pela interação terra-água e, portanto, nos processos erosivos, no transporte de poluentes até aos corpos de água, no tipo de uso e ocupação da terra, entre outros (Prado *et al.*, 2010).

3.1 Enquadramento geográfico

Situado a Norte de Portugal Continental, o Rio Tâmega, rio de contrafortes montanhosos, percorre o extremo interior do Portugal mais húmido e oceânico, constituindo o mais extenso e caudaloso afluente do rio Douro (Moura, 1997), e a principal linha de água da sub-bacia Tâmega (APA, 2012).

A sub-bacia Tâmega abrange 18 concelhos: Amarante, Baião, Boticas, Cabeceiras de Basto, Celorico de Basto, Chaves, Fafe, Felgueiras, Lousada, Marco de Canaveses, Mondim de Basto, Montalegre, Penafiel, Ribeira de Pena, Valpaços, Vieira do Minho, Vila Pouca de Aguiar e Vila Real (APA, 2012).

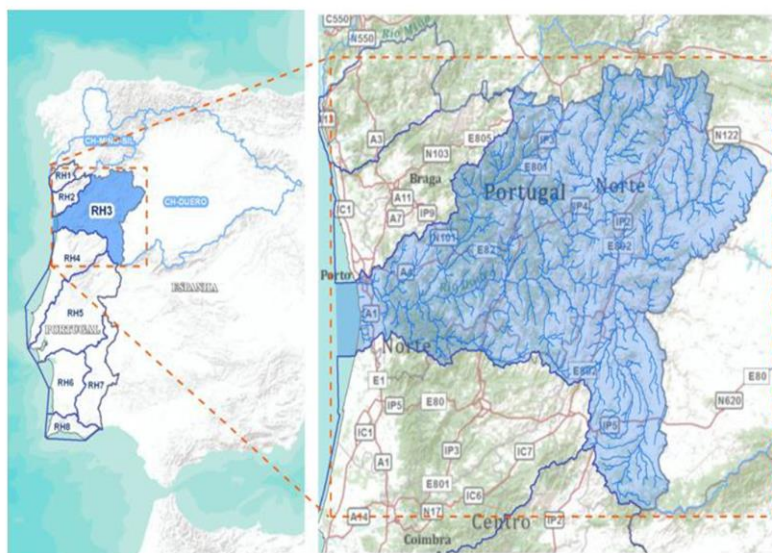


Fig.3.1 - Enquadramento da Região Hidrográfica do Douro (APA, 2012).

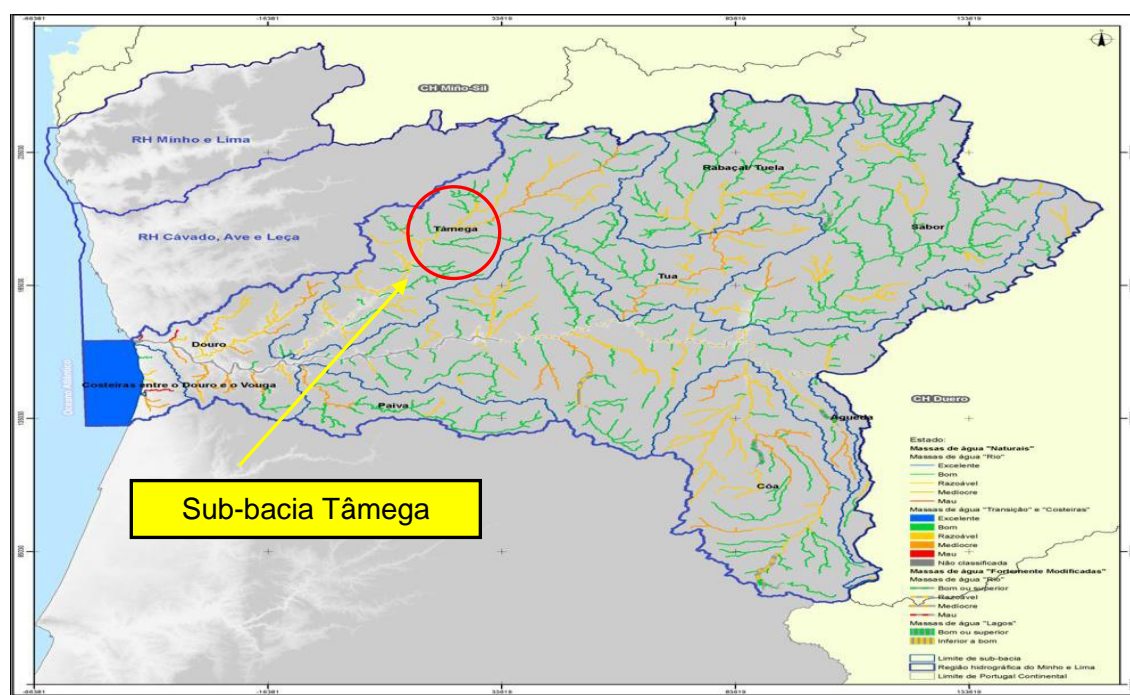
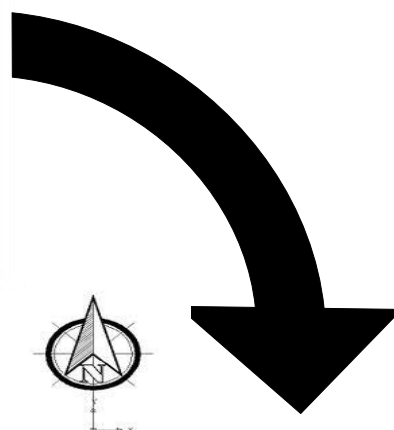


Fig.3.2 - Enquadramento geográfico da bacia do rio Tâmega (APA, 2012).

Os concelhos da área em estudo, Mondim de Basto e Celorico de Basto, juntamente com os concelhos de Cabeceiras de Basto e Ribeira de Pena, estão inseridos na designada Região de Basto, que abrange a faixa de transição entre o noroeste

Atlântico e o nordeste Transmontano. Estes quatro concelhos estão inseridos na Nomenclatura das Unidades Territoriais (NUT) III – Tâmega (Probasto).

O rio Tâmega constitui o limite oeste do concelho de Mondim de Basto, e o limite este do concelho de Celorico de Basto.

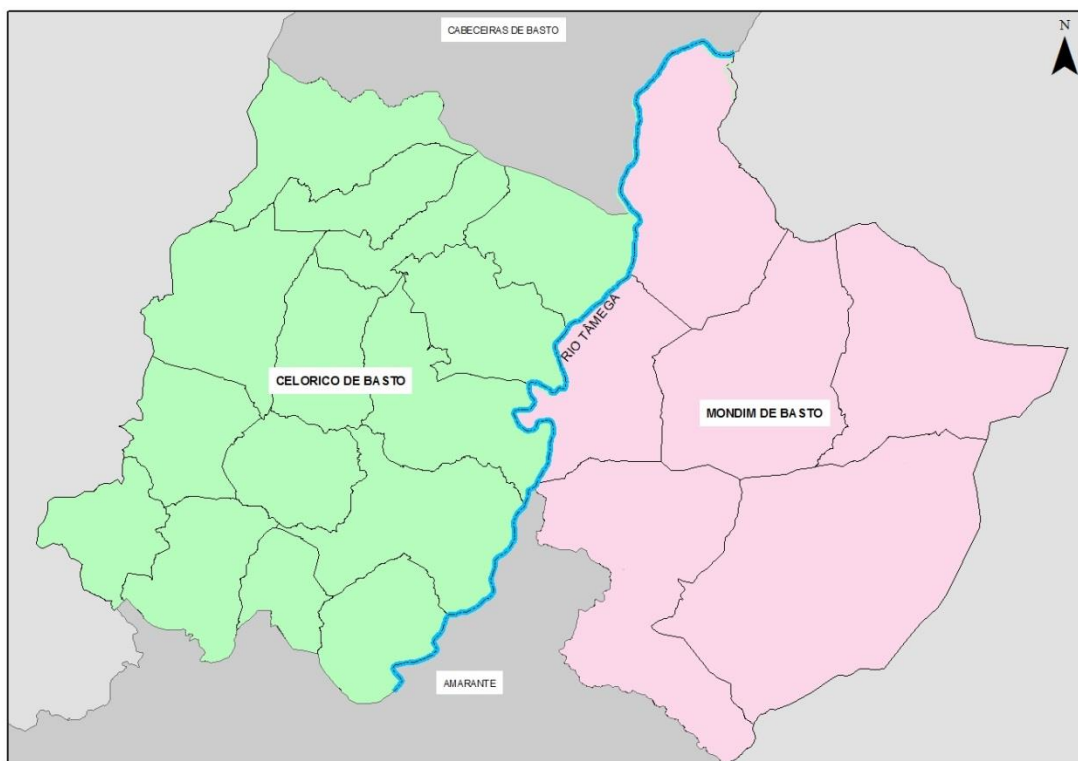


Fig.3.3 - Delimitação dos concelhos da área em estudo.

3.2 Caracterização geológica e geomorfológica

Para se compreender o funcionamento de um curso de água é importante conhecer o ambiente terrestre envolvente, uma vez que existe uma interdependência entre ambos, nomeadamente a natureza geológica da bacia hidrográfica (Lévêque, 1996). Segundo Thornton & Dise, 1998, a geologia desempenha um papel importante na biogeoquímica de uma bacia hidrográfica, determinando composições químicas específicas às águas de rios e ribeiras, as quais são sobretudo ditadas por taxas distintas de meteorização (Fernandes, 2009). Schäfer (1985), referiu que a geomorfologia do rio é um dos fatores de maior importância na conformação e modificação da paisagem de seu entorno, que pode ser resultante do processo de erosão, corrosão e sedimentação, além de direcionar e caracterizar as formas de uso e ocupação da bacia (Godoi, 2008).

Em termos geológicos, a área em estudo localiza-se na unidade morfoestrutural do território continental português denominada de Maçico Hespérico, Antigo ou Ibérico, nomeadamente na zona Centro-Ibérica, e em domínios alóctones da Sub-Zona Galiza - Média Trás-os-Montes, que é formado por terrenos Précambricos e Paleozóicos, que incluem um largo cortejo de rochas metassedimentares e rochas ígneas de natureza granítica (AgriproAmbiente, 2009). Na constituição do Maciço Hespérico avultam rochas eruptivas e metamórficas, designadamente granitos e xistos; mencionam-se também os quartzitos, em afloramentos um tanto localizados, mas que introduzem, pela sua resistência à erosão, acentuados contrastes de relevo (Medeiros, 2009).

A partir da Carta Geológica do Atlas do Ambiente é possível constatar que a bacia do rio Tâmega é constituída principalmente por granitos e afins (68%), xistos (30%) e quartzitos (1%) (SNIRH, 2013). Os referidos granitos encontram-se divididos segundo a sua génese em granitos hercínicos de génese mesocrustal, onde se inserem os granitos da Senhora da Graça, de Paradança, de Vila Real e de Cavez, e em granitos hercínicos de génese crustal profunda, que são constituídos pelos granitos de Amarante e Celorico de Basto. Os granitos apresentam-se afetados por famílias de diáclases verticais e sub-verticais com direções predominantes N-S, NE-SW e NW-SE e menos predominantes E-W. Ao longo da bacia do rio Tâmega podemos ainda encontrar tufos vulcânicos, filões e massas aplíticas e filões de quartzo (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

3.3 Hidrografia

Barrella (2001) definiu uma bacia hidrográfica como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram-se no solo para formação de nascentes e do lençol freático. As águas superficiais escoam para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo que as cabeceiras são formadas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas. À medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios, que continuam os seus trajetos recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desaguiarem no oceano (Teodoro *et al.*, 2007).

A sub-bacia Tâmega estende-se por uma área de aproximadamente 3231 km², dos quais 2558 km² são em território Português e 673 km² em território Espanhol,

apresentando uma configuração sensivelmente retangular e bastante alongada. A altitude média da bacia é superior a 600 metros devido principalmente aos seus afluentes, alguns com cotas superiores a 1300 metros, apesar do curso principal estar em cotas significativamente mais baixas, tendo o rio Tâmega escavado vales apertados de encostas íngremes (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

Tabela 3.1 - Principais características da Bacia Hidrográfica do rio Tâmega (adaptado de AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

Bacia hidrográfica principal	Curso de água	Área (Km ²)			Curso de água principal em Portugal
		Portugal	Espanha	Total	Comprimento
Rio Douro	Rio Tâmega	2558	673	3231	140,5

O rio Tâmega, afluente da margem direita do Douro, é a quarta maior sub-bacia da bacia hidrográfica do rio Douro em território português. Este é um rio internacional que nasce junto à Serra de S. Mamede, na província de Ourense em Espanha, a uma altitude de 1000 metros, entrando em território português à cota de 375 metros, confluindo na margem direita do Douro, em Entre-os-Rios. Com uma orientação grosseiramente Nordeste-Sudoeste, o rio Tâmega estende-se numa extensão de 164, 5 km, dos quais 140, 5 km são em território Português.

Os principais afluentes do rio Tâmega são os rios Ovelha, Olo, Ouro, Louredo, Beça, Terva, Vidago, Cabril e Babul (Espanha) (SNIRH, 2013).

3.4 Relevo

De acordo com Baud (1999) o relevo é um dos principais fatores que determina a repartição da precipitação, exercendo também influência acentuada na expressão de outros fatores climáticos, como a temperatura. O relevo de uma bacia hidrográfica e, principalmente, o declive dos seus terrenos, exercem influência direta sobre a velocidade de escoamento superficial, afetando, portanto, o tempo que a água da chuva leva para se concentrar nas linhas de água constituintes da rede de drenagem da bacia. Consequentemente, afeta também a magnitude dos picos das cheias, a maior ou menor probabilidade de infiltração e a susceptibilidade à erosão dos solos, que dependem da rapidez com que ocorre o escoamento sobre os terrenos da bacia (Ferreira R. S., 2007; Silva M. H., 2008). Deste modo, o relevo condiciona a

distribuição da precipitação, da temperatura e, consequentemente, da evapotranspiração numa bacia hidrográfica (Reis, 2000).

Na região da bacia do rio Tâmega predomina um relevo de Degradação, resultante da ação contínua dos processos de denudação sobre as áreas do planalto interior, formando principalmente áreas de relevo de Morros e relevo Montanhoso, com vertentes e declives médios a altos e com amplitudes locais de 100 a 300 metros e superiores a 300 metros, respetivamente. Verificam-se, também, processos de modelação erosiva, que formam os relevos de Morros e de Marrotes, com encostas suavizadas, declives médios a baixos e amplitudes locais de 100 a 300 metros e inferiores a 100 metros, respetivamente. O rio Tâmega apresenta-se bastante encaixado, formando um vale em forma de “V” assimétrico de direção NE-SW, paralelo a uma das famílias de falhas que cortam a região. A vertente direita apresenta um declive mais acentuado que a vertente esquerda devido às inclinações dos planos de xistosidade, diáclases e falhas, o que favorece uma maior erosão da vertente esquerda face à direita (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009). As principais condicionantes do relevo na área em estudo são as falhas e fraturas de direção NE-SE e NNE-SSW, uma vez que ao longo destas ocorreram movimentos de elevação e de subsidência durante a era Mesozóica, originando as principais serras e áreas intermediárias onde se instalaram os principais rios (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

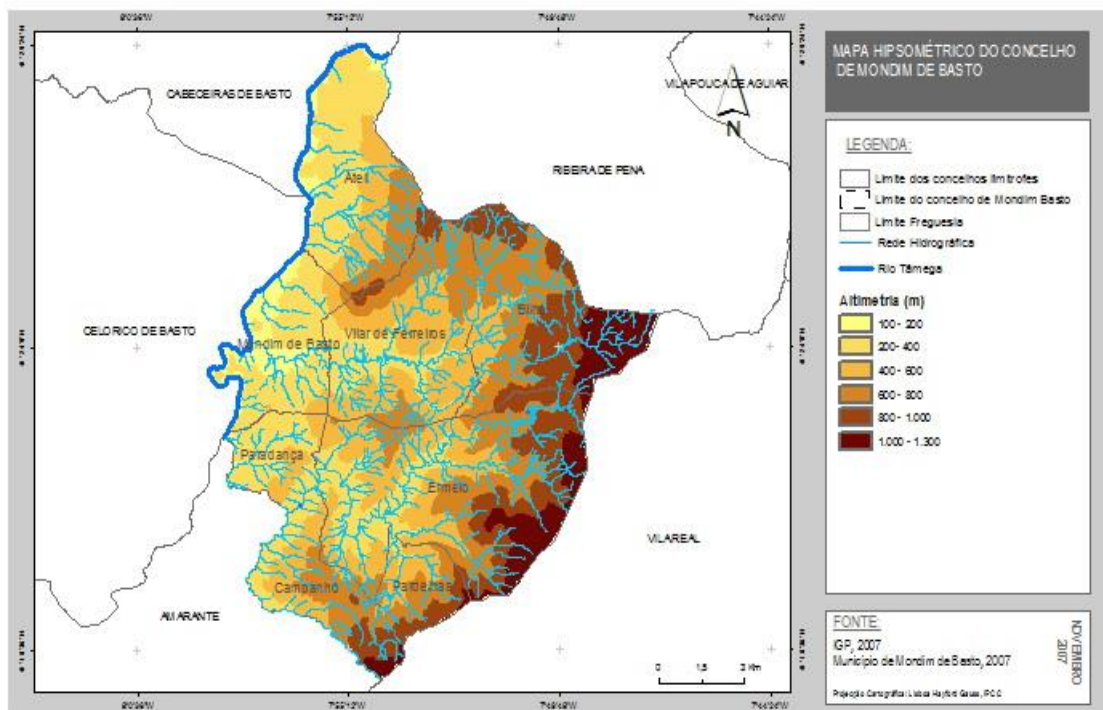


Fig.3.4 - Carta hipsométrica do concelho de Mondim de Basto.

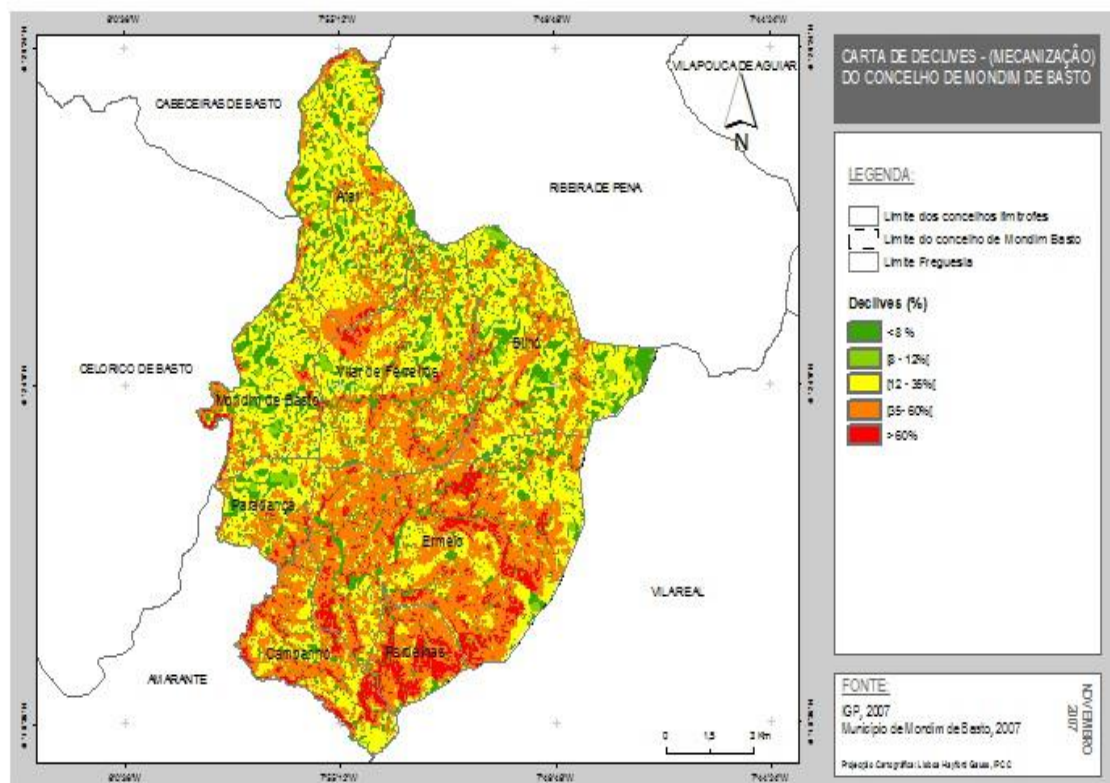


Fig.3.5 - Carta de declives do concelho de Mondim de Basto.

De acordo com o mapa hipsométrico do concelho de Mondim de Basto, representado pela figura 3.4, é possível observar que a progressão altimétrica varia, de oeste para este, sendo que a oeste se localizam as áreas com cotas mais baixas (100 metros) e a este as áreas com cotas mais elevadas (1300 metros), como é o caso da Serra do Alvão. Deste modo é possível observar que os valores mais baixos registam-se junto ao rio Tâmega, no quadrante oeste, na freguesia de Mondim de Basto. No concelho de Mondim de Basto sobressai na paisagem o pico do Monte Farinha (Senhora da Graça) (941 metros), que se destaca pela sua forma de cone aparente, com origem numa intrusão granítica. Este monte, que se localiza na freguesia de Vilar de Ferreiros é caracterizado pela sua declividade acentuada, contudo, as classes que assumem os declives mais acentuados localizam-se, maioritariamente, na parte sul do concelho de Mondim de Basto (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

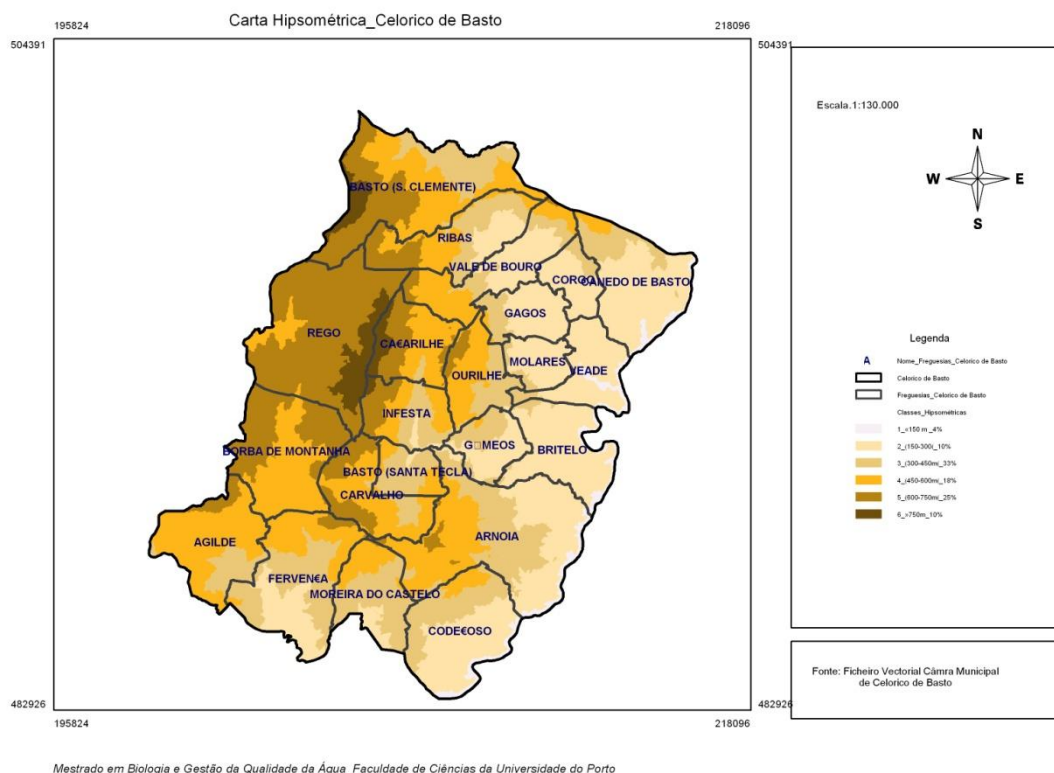


Fig.3.6 - Carta hipsométrica do concelho de Celorico de Basto.

No concelho de Celorico de Basto, como se pode observar pela figura 3.6, verifica-se que, de uma forma geral, a altitude, como acontece no concelho de Mondim de Basto, vai diminuindo de oeste para este. A altitude máxima existente no concelho é de 851 metros, coincidente com o marco geodésico do Viso. As altitudes mais baixas rondam os 80 metros, localizando-se ao longo do rio Tâmega.

3.5 Caracterização climática

O clima exerce sensíveis influências noutros aspetos do ambiente físico. Para além de comandar os processos erosivos e interferir assim no modelado das formas de relevo, a sua ação faz-se sentir nas características dos cursos de água, dos solos, e da vegetação natural (Medeiros, 2009).

A região da área de Basto, poderá identificar-se, de acordo com a classificação climática de Thorntwaite, com um clima marítimo, húmido a super húmido, com deficiência moderada de água no verão, o que se deve ao facto do vale do Tâmega se abrir para Sul, escapando um pouco à influência Atlântica. Outro facto de grande

relevância é a existência de elevações montanhosas, uma vez que a altitude tem como resultado tornar as estações frias mais longas e de temperaturas mais baixas e os períodos quentes mais curtos e de temperaturas mais frescas (DGRF, 2006; Probasto). Muito embora a diversidade de elementos climáticos existentes não permita uma identificação precisa do clima, pode afirmar-se que as terras de Basto se inserem numa área de transição climática, limítrofe do litoral (onde domina a influência Atlântica) revelando-se como principais determinantes físicas as montanhas e os vales abrigados, grandes responsáveis pela diversidade das condições registadas e, ao mesmo tempo, proporcionadores de unidade regional (Probasto).

A caracterização climática (temperatura e precipitação) dos concelhos de Mondim de Basto e Celorico de Basto foi realizada com base nos valores das Normais Climatológicas do Instituto Português do Mar e da Atmosfera referentes à estação de Vila Real (período de 1971-2000), devido ao facto de ser a estação meteorológica mais próxima da área em estudo, e a que apresenta maiores semelhanças climáticas com os respetivos concelhos.

De acordo com a Carta do Atlas do Ambiente Digital (Instituto do Ambiente), Mondim de Basto, Atei e Canedo de Basto apresentam valores de temperatura média diária do ar que oscila entre os 12,5°C e os 15°C.

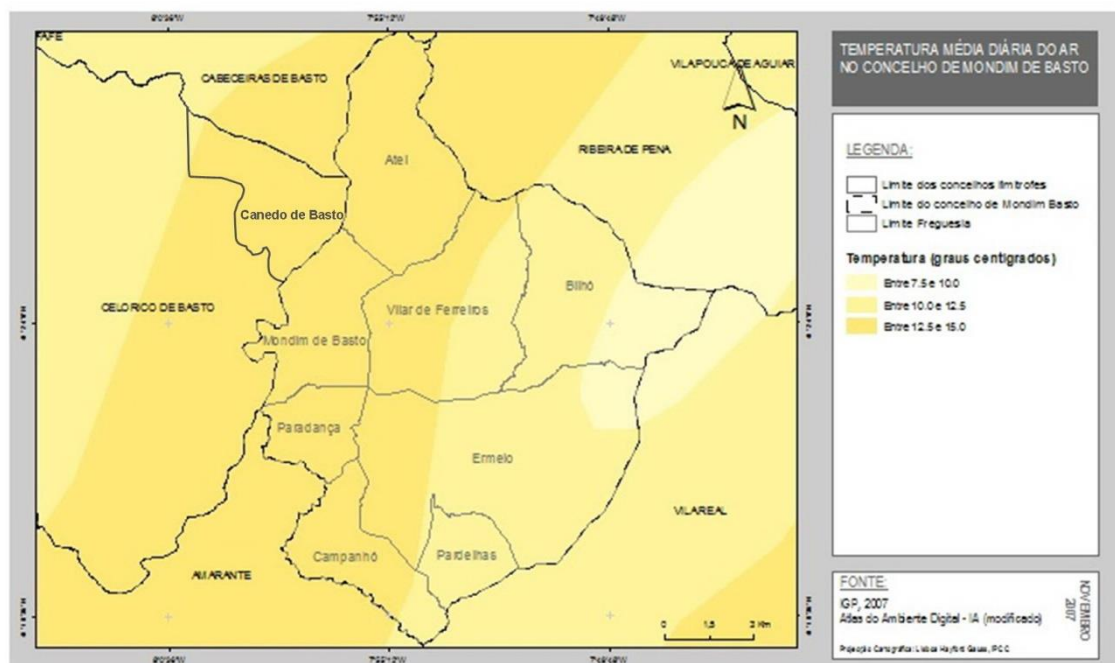


Fig.3.7 - Temperatura média diária do ar (1931 -1960) no concelho de Mondim de Basto e Celorico de Basto.

Temperatura

Na região onde se insere o concelho de Mondim de Basto e Celorico de Basto, as temperaturas do ar refletem um regime térmico mensal simples sendo os meses mais quentes julho e agosto, e os meses mais frios dezembro e janeiro. Como podemos ver na figura 3.8, as temperaturas médias mensais atingem o seu valor máximo nos meses de julho (21,5°C) e agosto (21,3°C), enquanto as temperaturas médias mensais atingem o seu valor mínimo nos meses de dezembro (7°C) e janeiro (5,8°C). Para as temperaturas médias mínimas janeiro é o mês mais frio (2,1°C), juntamente com fevereiro (3,5°C) e dezembro (3,5°C). Por sua vez, julho é o mês que regista o valor mais elevado (14,4°C). Em relação às temperaturas médias máximas verifica-se que os meses de julho e agosto apresentam os valores mais elevados, com temperatura igual (28,7°C), enquanto os meses de janeiro e dezembro apresentam 9,5°C e 10,4°C, respetivamente.

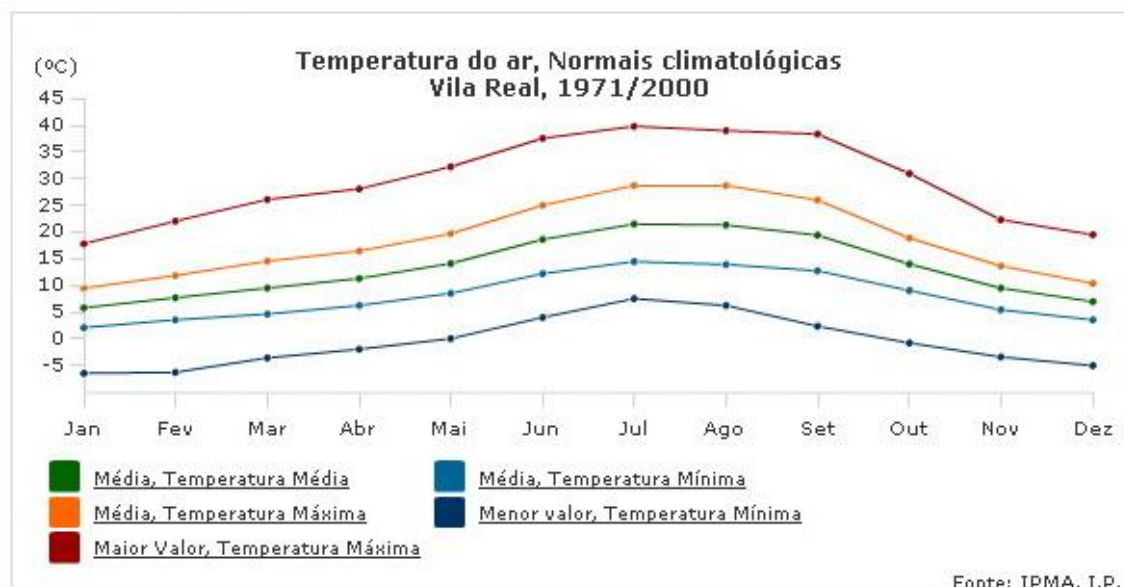


Fig.3.8 - Temperatura média mensal, média mínima e média máxima, entre 1971-2000 na estação de Vila Real.

Precipitação

Segundo o mapa da precipitação média anual da região, a precipitação média anual da área em estudo oscila entre os 1200 e os 1600 mm.

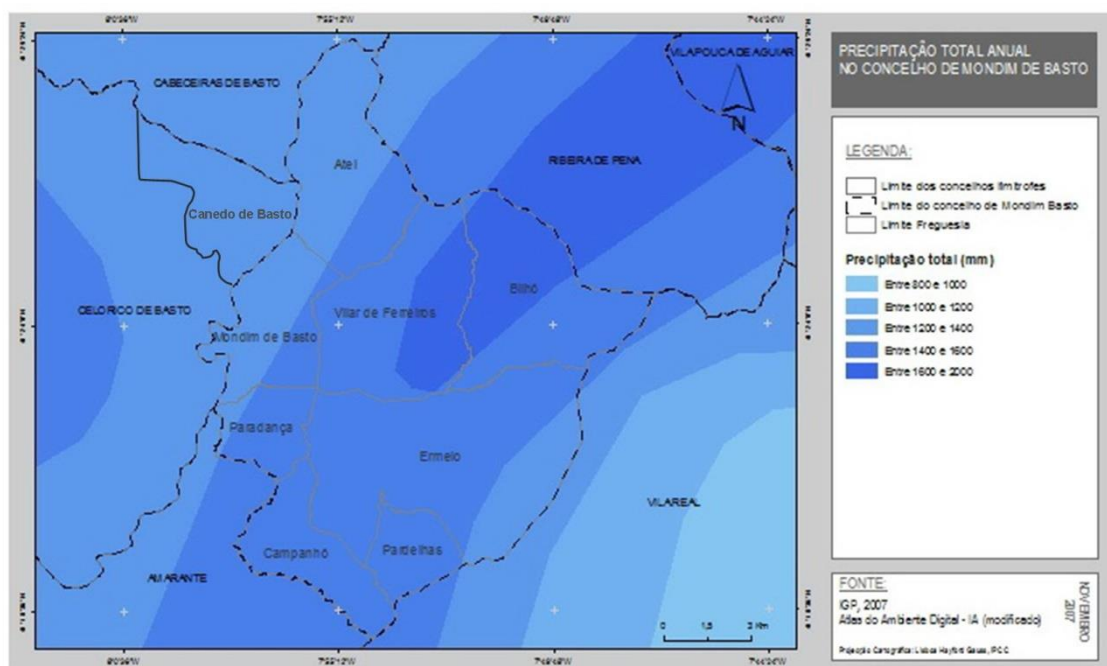


Fig.3.9 - Precipitação total anual (1931 -1960) na estação de Vila Real.

De acordo com as normais climatológicas da estação de Vila Real (1971/2000), o valor de precipitação médio anual registado nas estações consideradas é de 1073,7 mm. Na estação de Vila Real a maior concentração de precipitação verifica-se nos meses de dezembro (174,6 mm), seguido de fevereiro (158,7 mm) e janeiro (144,1 mm). O valor da quantidade máxima diária foi de 94,4 mm, no mês de junho. A menor concentração de precipitação verifica-se nos meses de junho e julho, com uma igualdade de 17,1 mm.

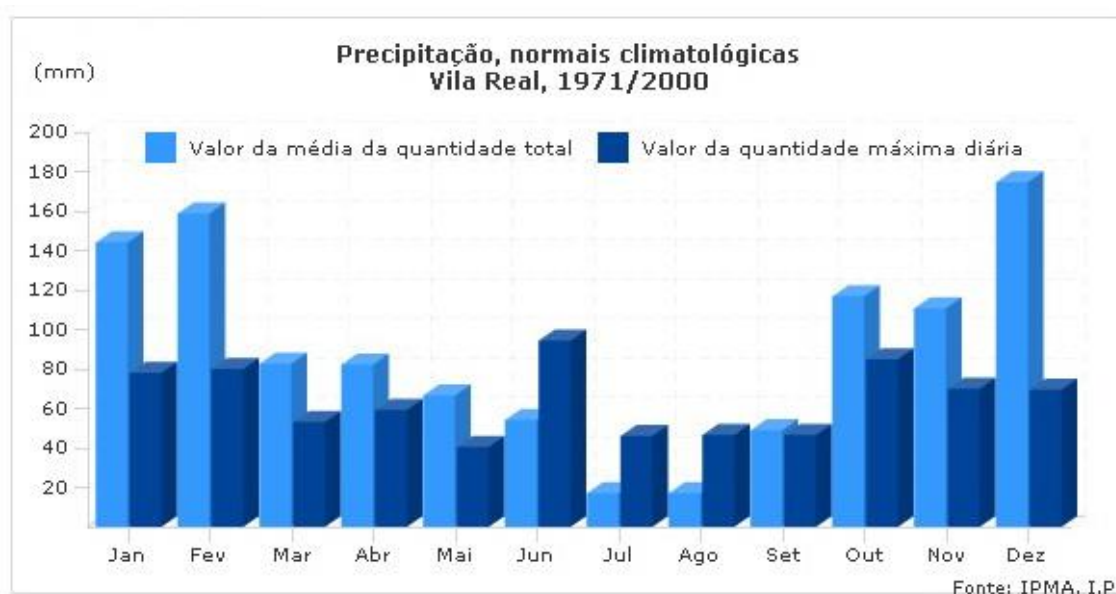


Fig.3.10 - Valores da precipitação média mensal e precipitação máxima mensal entre 1971-2000 na estação de Vila Real.

3.6 Solo e vegetação

O conhecimento das características do solo é um bom exemplo da multidisciplinaridade dos estudos ambientais (Naime & Spilki, 2012), uma vez que a sua distribuição e tipologia refletem predominantemente a litologia e o relevo da área em estudo (Ferreira, 2007).

Como acontece com a formação de qualquer solo, uma grande parte dos solos da região em estudo formou-se a partir de materiais resultantes da alteração e desagregação, por ação de agentes de meteorização, do substrato rochoso subjacente (DGRF, 2006) formando materiais soltos com granulometria e espessura variadas (Comissão Municipal de Defesa da Floresta Contra Incendios do Concelho de Mondim de Basto, 2007). No caso da área em estudo, o solo formou-se a partir de um substrato rochoso predominantemente xistoso e granítico, dando origem aos Antrossolos, Leptossolos e Regossolos (Comissão Municipal de Defesa da Floresta Contra Incendios do Concelho de Mondim de Basto, 2007). Os antrossolos são solos profundamente modificados pela ação humana (Ana Monteiro, 2005; Comissão Municipal de Defesa da Floresta Contra Incendios do Concelho de Celorico de Basto, 2005; Comissão Municipal de Defesa da Floresta Contra Incendios do Concelho de Mondim de Basto, 2007; AGRI-PRO AMBIENTE, 2009). Os leptossolos são solos limitados em profundidade, até 30 cm a partir da superfície, por rocha dura e contínua com apenas um horizonte A de diagnóstico, podendo ou não existir um horizonte B câmbico (Ana Monteiro, 2005). Estes solos apresentam reduzido potencial de produção agrícola erodibilidade elevada (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009). Os regossolos são solos de materiais não consolidados que apenas possuem um horizonte de diagnóstico A úmbrico ou ócrico. Estes solos são formados a partir de um regolito que pode ser pouco ou bastante espesso de materiais desagregados de rocha dura e compacta subjacente, a qual se pode encontrar a profundidades que oscilam entre os 30 cm e os 150 cm, conforme se trate de regossolos delgados ou espessos. Podem aparecer associados aos granitos, rochas sedimentares xisto-grauváquicas e séries metamórficas derivadas e quartzitos (Ana Monteiro, 2005).

De acordo com as figuras 3.11 e 3.12, relativas ao tipo de solo existentes no concelho de Mondim de Basto e Celorico de Basto, verifica-se um predomínio de regossolos, seguido dos antrossolos e dos leptossolos. No concelho de Mondim de Basto verifica-se que os antrossolos localizam-se sobretudo no norte e centro do concelho, apresentando maior expressividade na freguesia de Mondim de Basto e de Atei. No

concelho de Celorico de Basto, mais propriamente na freguesia de Canedo de Basto verifica-se o predomínio dos antrossolos.

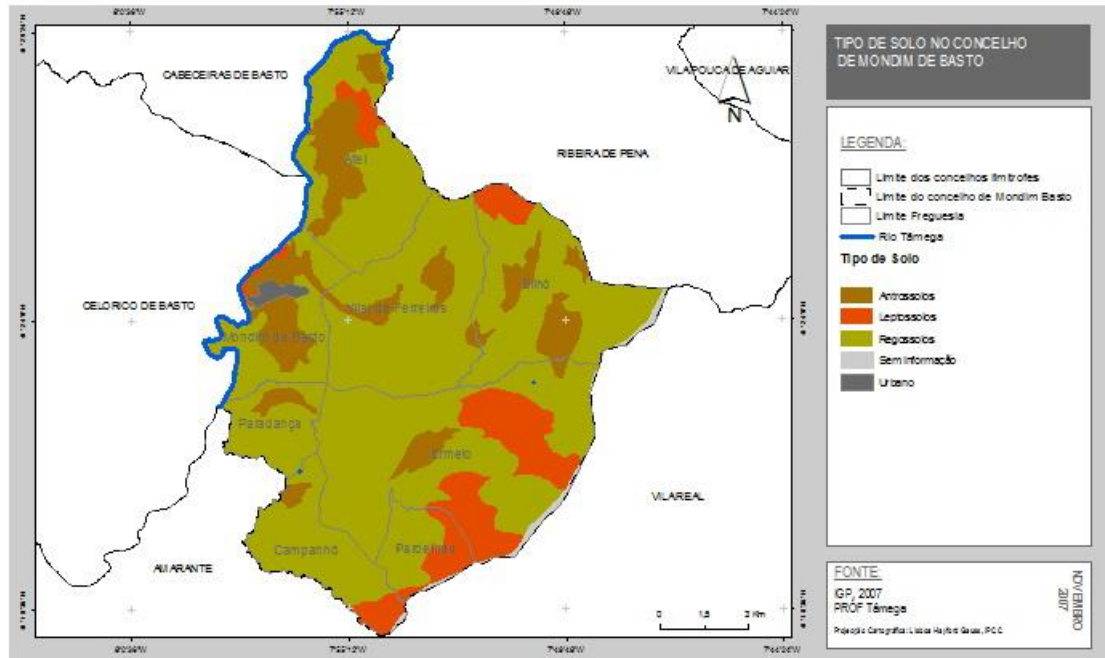
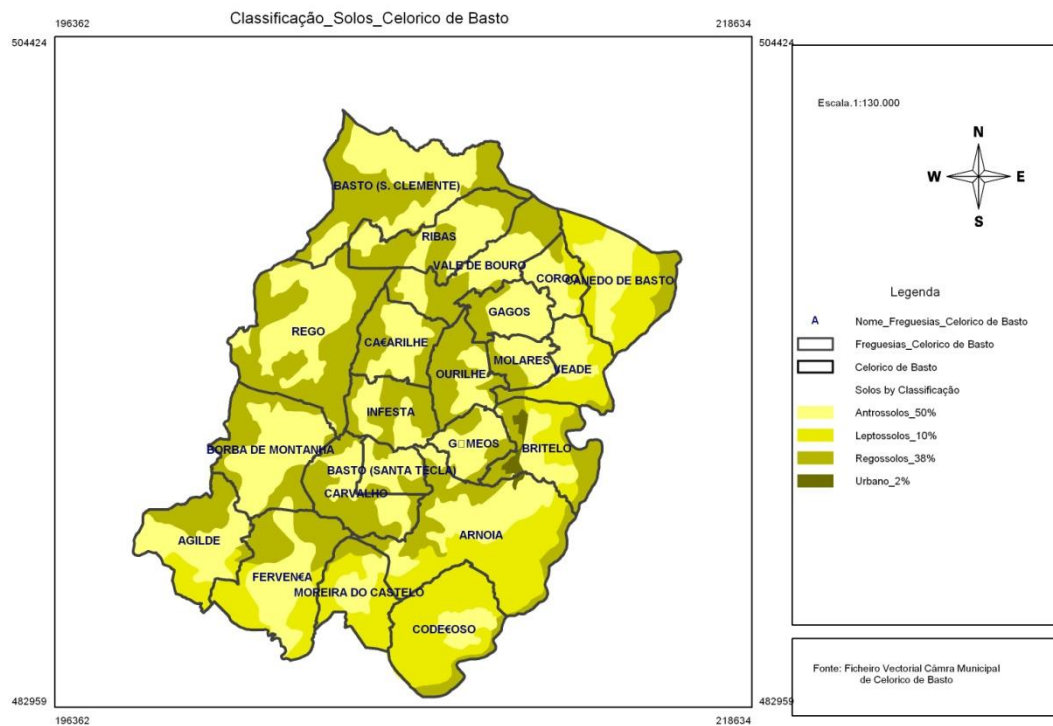


Fig.3.11 - Tipo de solo no concelho de Mondim de Basto.



Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água_Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Fig.3.12 - Tipo de solo no concelho de Celorico de Basto.

3.7 Ocupação do solo

A importância do estudo do uso do solo numa bacia hidrográfica prende-se com o facto de todas as alterações no seu uso (que ocorrem dentro do limite de uma determinada bacia hidrográfica) terem impacto ao nível dos ecossistemas aquáticos, devido ao facto do balanço hídrico da bacia hidrográfica estar fortemente dependente da ocupação do solo (Rodrigues C.M.M, 2010).

Através da análise dos mapas que se seguem relativos à ocupação do solo nos concelhos de Mondim de Basto e Celorico de Basto, é possível constatar que, mais de metade do concelho de Mondim de Basto é ocupado por áreas de inculto, enquanto no concelho de Celorico de Basto dominam as áreas florestais.

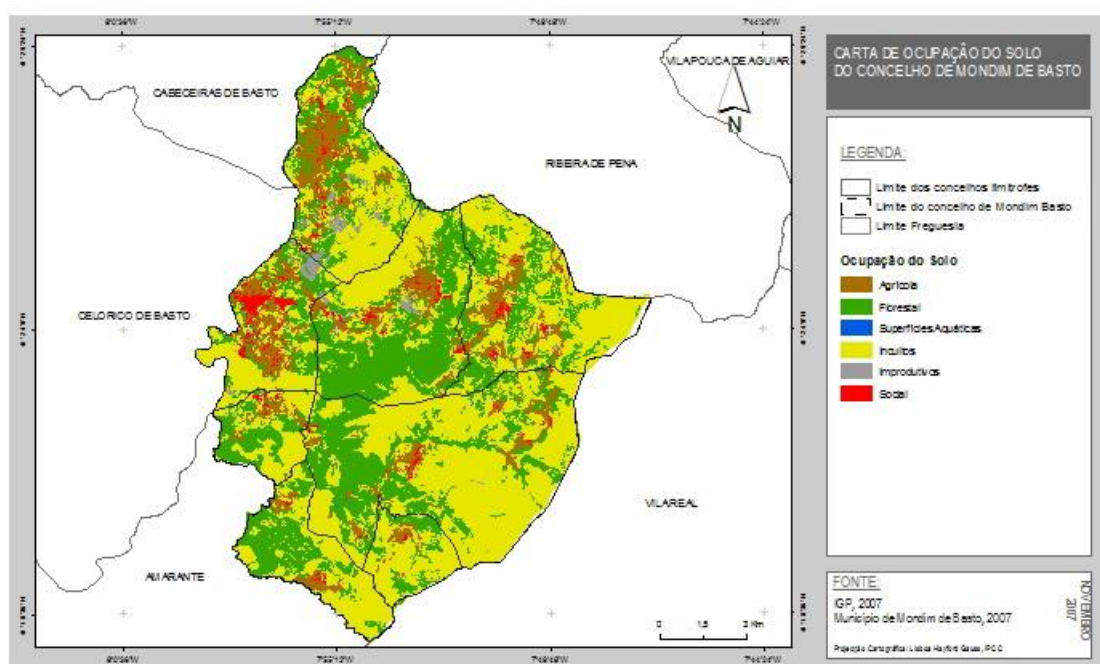


Fig.3.13 - Carta de ocupação do solo no concelho de Mondim de Basto.

No que respeita ao uso do solo no concelho de Mondim de Basto, podemos constatar que cerca de metade do concelho é ocupada por áreas de inculto (8846,9ha), enquanto 5737,4ha do território é ocupado por área florestal. As áreas agrícolas ocupam cerca de 2004,3ha, sendo a terceira área com maior expressividade no concelho. As áreas sociais e improdutivas ocupam 374,6ha e 206,8ha, respetivamente, enquanto as superfícies aquáticas ocupam 49,7ha do concelho (Comissão Municipal de Defesa da Floresta Contra Incêndios do Concelho de Mondim de Basto, 2007).

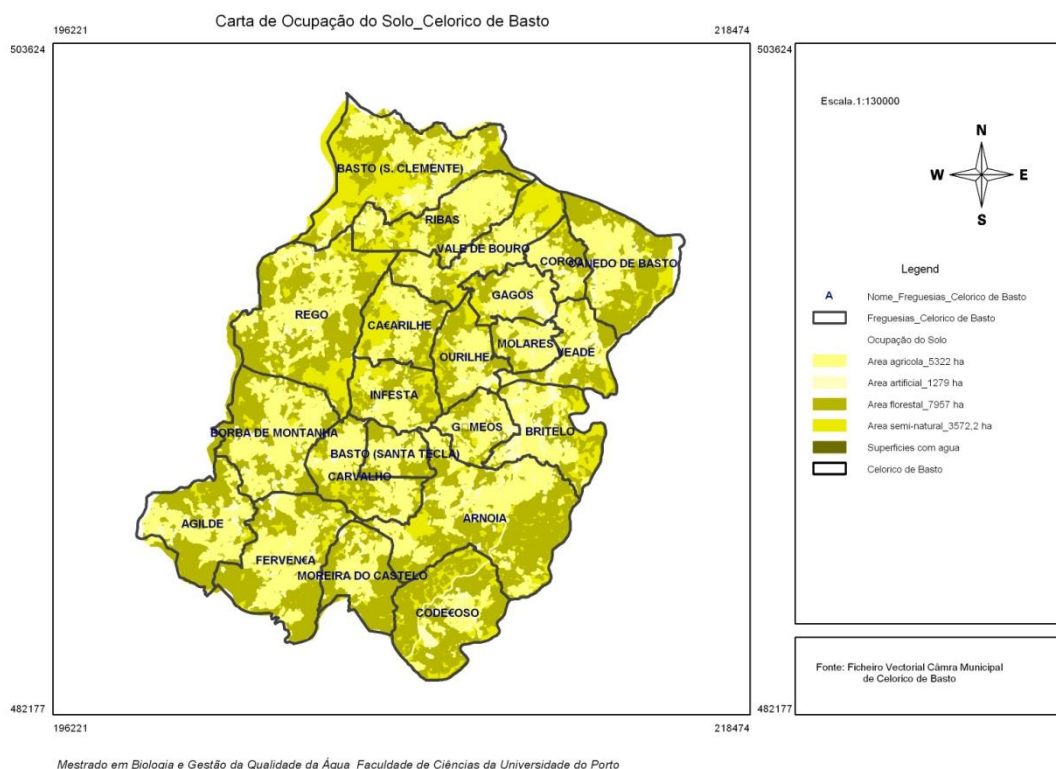


Fig.3.14 - Carta de ocupação do solo no concelho de Celorico de Basto.

No concelho de Celorico de Basto predominam as áreas florestais, ocupando cerca de 7957 ha seguida das áreas agrícolas com 5322 ha. As áreas semi-naturais representam aproximadamente 3572,2 ha do concelho, sendo as áreas artificiais as que têm menor expressão espacial, ocupando 1279 ha do território.

3.8 Caracterização socioeconómica

Muitas das atividades humanas acabam por contribuir para a contaminação dos recursos hídricos com uma variedade de componentes tóxicos (Ferreira, 2007), por isso é importante conhecer o tipo de atividades humanas praticadas na área circunscrita pela bacia hidrográfica, pois estas condicionam a utilização da área terrestre que a circunscreve e desse modo os tipos de substâncias com potencial poluente que são introduzidas nos cursos de água (Lévêque, 1996).

3.8.1 Caracterização demográfica

A análise aqui representada pretende fazer uma breve caracterização da distribuição da população nos principais concelhos da área em estudo, e respetivas freguesias,

bem como o levantamento das principais atividades económicas. Para tal procedeu-se de acordo com os dados provenientes dos últimos censos de população realizados pelo Instituto Nacional de Estatística (INE). Procedeu-se também a uma análise da evolução / variação da população, comparando os valores demográficos atualmente verificados com os valores observados nos demais recenseamentos da população realizados no período compreendido entre 2001 e 2011.

Tabela 3.2 - Evolução do volume de população residente entre 2001 e 2011 (INE, 2011).

Unidade territorial	População residente		Variação (%)	Densidade populacional	
	2001	2011		2001	2011
Portugal	10 356 117	10 562 178	1,99	112,4	114,5
NUT I – Continente	9 869 343	10 047 621	1,81	110,9	112,9
NUT II – Norte	3 687 293	3 689 682	0,06	173,3	173,4
NUT III – Tâmega	551 309	550 516	-0,14	209,7	209,4
Mondim de Basto (Concelho)	8 573	7 493	-12,6	49,9	43,6
Atei	1 421	1 352	-4,86	58,4	55,6
Mondim de Basto (Freguesia)	3 473	3 273	-5,76	148,5	139,9
Celorico de Basto (Concelho)	20 466	20 098	-1,80	113,0	111,0
Canedo de Basto	1 028	1 010	-1,75	103,0	101,2

A densidade populacional caracteriza a intensidade do povoamento de uma dada região e é expressa pela relação entre o número de habitantes de uma dada área territorial e a superfície desse território, em número de habitantes por quilómetro quadrado. Contudo deve-se ter-se algum cuidado ao tirar conclusões diretas ao nível do grau de dispersão ou concentração populacional a partir deste indicador, visto que uma população muito concentrada pode possuir uma baixa densidade populacional, ou vice-versa, dado que é tido em conta a área total (Ferreira, 2007).

Pela análise da tabela relativa à densidade populacional (tabela 3.2), torna-se possível constatar que o concelho de Mondim de Basto apresenta uma densidade populacional inferior ao concelho de Celorico de Basto, contudo, ambos os concelhos evidenciam um processo de perda populacional. Através da análise das dinâmicas demográficas negativas verifica-se que o concelho de Mondim de Basto, em comparação com o concelho de Celorico de Basto, apresenta um aumento acentuado dos índices de envelhecimento. Este cenário deve-se ao fato de Mondim de Basto ser um concelho com características de ruralidade e menor dinâmica urbana e socioeconómica, uma vez que apenas integra 8 freguesias, enquanto Celorico de Basto integra 15. Esta diferenciação relativa entre Mondim de Basto e Celorico de Basto deve-se ainda ao fato de Mondim de Basto ser um concelho mais interior e descentrado de dois eixos de polarização formados por cidades médias: o eixo Vila Real / Chaves e o eixo Amarante / Felgueiras / Fafe / Guimarães / Braga. As deficientes acessibilidades reforçam ainda as características de interioridade dos concelhos da área em estudo, contudo a construção das auto-estradas A4 e A7 são determinantes para a dinamização e recentramento destes concelhos, podendo possibilitar maiores níveis de desenvolvimento (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

3.8.2 Atividades económicas

No que respeita aos setores de atividade económica na região Tâmega, verifica-se que o setor secundário é setor predominante na formação do emprego, seguido do setor terciário e primário. Como podemos observar pela análise da tabela, a população empregada no total da população residente dos concelhos da área em estudo é baixa e inferior à média das respetivas sub-regiões.

De acordo com a distribuição da população empregada pelos setores de atividade no concelho de Mondim de Basto observa-se um predomínio do setor terciário social, seguido do setor secundário e do setor terciário económico. Na freguesia de Mondim de Basto predomina o setor terciário social e económico, seguido do setor secundário e do setor primário. Na freguesia de Ateí domina o setor secundário, logo depois os setores terciário social e económico e por último o setor primário. Segundo os dados estatísticos do INE (2011) é possível verificar que os ramos de atividade que mais contribuem para a empregabilidade da população do concelho de Mondim de Basto são a construção; o comércio por grosso e a retalho; a reparação de veículos automóveis e motociclos; a administração pública e defesa; segurança social obrigatória e a educação. A agricultura, indústrias transformadoras, restauração,

alojamento e similares e a indústria extrativa também contribuem significativamente para a empregabilidade da população do concelho (INE,2011).

No concelho de Celorico de Basto e na freguesia de Canedo observa-se um predomínio dos setores secundário e terciário (económico e social), contudo, o setor primário continua a desempenhar um papel fundamental no concelho. O maior empregador do concelho pertence ao ramo da construção seguido das indústrias transformadoras. O comércio por grosso e a retalho; a reparação de veículos automóveis e motociclos; a administração pública e defesa; a segurança social obrigatória e a educação são outros dos ramos de atividade que contribuem para a empregabilidade da população Celoricence (INE, 2011).

Tabela 3.3 - População ativa e sua distribuição por setor de atividade (INE, 2011).

Unidade territorial	População (HM) ativa	Distribuição da população (HM) empregada por setor de atividade económica			
	2011	Setor primário	Setor secundário	Setor terciário (social)	Setor terciário (económico)
Portugal	4 361 187	133 386	1 154 709	1 254 273	1 818 819
NUT I – Continente	4 150 252	121 055	1 115 357	1 179 316	1 734 524
NUT II – Norte	1 501 883	43 023	533 848	379 768	545 244
NUT III – Tâmega	219 649	5679	108 313	43 745	61 912
Mondim de Basto (Concelho)	2326	209	696	728	693
Atei	440	77	160	106	97
Mondim de Basto (Freguesia)	1162	30	263	439	430
Celorico de Basto (Concelho)	6890	388	2858	1758	1886
Canedo de Basto	318	14	120	78	106

3.9 Fontes de poluição

O mundo atual enfrenta uma série de problemas de carácter ambiental, sendo a poluição hídrica um dos problemas que mais se tem agravado nas últimas décadas, em virtude do crescimento populacional, do desenvolvimento tecnológico e dos efeitos combinados que estes aspetos acarretam (Wetzel, 1993).

De acordo com a DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000, a poluição é a introdução direta ou indireta, em resultado da atividade humana, de substâncias ou de calor no ar, na água ou no solo, que possa ser prejudicial para a saúde humana ou para a qualidade dos ecossistemas aquáticos ou dos ecossistemas terrestres diretamente dependentes dos ecossistemas aquáticos, dando origem a prejuízos para bens materiais, ou que prejudique ou interfira com o valor paisagístico/recreativo ou com outras utilizações legítimas do ambiente (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000). A poluição das águas é a degradação causada estritamente pela ação humana (Uieda, et al., 2004), causando uma perturbação capaz de iniciar uma série de reações químicas e biológicas nos ecossistemas aquáticos (Carapeto, 1999).

Os problemas de poluição que mais afetam a qualidade da água do rio Tâmega têm origem doméstica, nomeadamente a descarga das águas residuais domésticas sem tratamento prévio, ou sujeitas a níveis de tratamento pouco eficientes, e as escorrências das águas lixiviantes das lixeiras. Para além das fontes de poluição pontual, a utilização de fertilizantes e pesticidas constituem fontes de poluição de carácter difuso a serem consideradas, uma vez que estão associadas a níveis excessivos de azoto e fósforo. Na bacia do rio Tâmega, as aplicações destes nutrientes nas práticas agrícolas são elevadas e apresentam valores na ordem dos 24,3% de fósforo total e 27,5% de azoto total (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

As vias de comunicação rodoviária existentes são outra fonte potencial de contaminação do curso de água, uma vez que os poluentes emitidos pelos veículos sofrem deposição e posterior lavagem, sendo arrastados pelas águas de escorrências. É de referir ainda, que na zona em estudo, na freguesia de Atei, concelho de Mondim de Basto, existe uma suinicultura licenciada e em funcionamento, o que causa grandes impactos nos ecossistemas aquáticos de superfície, uma vez que o material aí produzido é rico em azoto, fósforo, potássio, e o material orgânico apresenta uma elevada carência bioquímica de oxigénio (Merten & Minella, 2002).

MATERIAL E MÉTODOS

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Locais de amostragem

É impossível definir completamente as diretrizes da localização e periodicidade de recolha de amostras de água. Apenas os objetivos do estudo, a complexidade do meio físico e a existência de focos poluentes podem determinar o número e a localização dos pontos de amostragem (Cortes *et al.*, 1997).

Para a obtenção de resultados fidedignos é essencial efetuar-se uma boa amostragem. Para tal deve ter-se em atenção cinco passos diferentes definidos por Fontoura (1985): objetivos, escolha das estações de amostragem, periodicidade, registo de fatores abióticos e, finalmente, a recolha.

A seleção dos locais de amostragem foi faseada, sendo inicialmente efetuada uma pré-seleção dos locais de amostragem, com base em informação cartográfica, e tendo em conta as acessibilidades ao rio, para posteriormente ser realizada uma verificação “*in situ*”. Após a verificação em campo dos locais previamente selecionados foram definidos 4 pontos de amostragem tendo sido considerados os seguintes aspetos:

- Acessibilidade ao rio;
- Condições de referência;
- Acesso às margens;
- Existência de fontes de poluição.

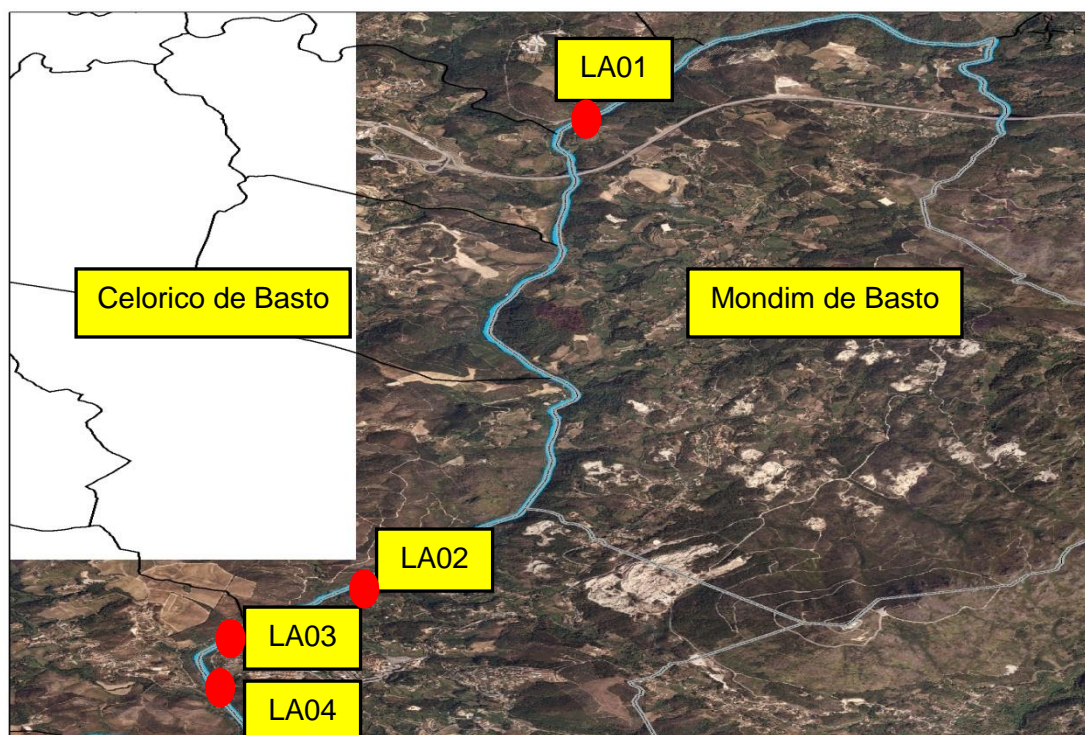


Fig.4.1 - Localização dos 4 pontos de amostragem, distribuídos ao longo do Rio Tâmega.

Seguidamente, apresenta-se uma descrição mais pormenorizada e detalhada de cada um dos locais de amostragem, no sentido de obter uma melhor compreensão dos resultados obtidos para a qualidade da água.

4.1.1 Ponto de amostragem LA01

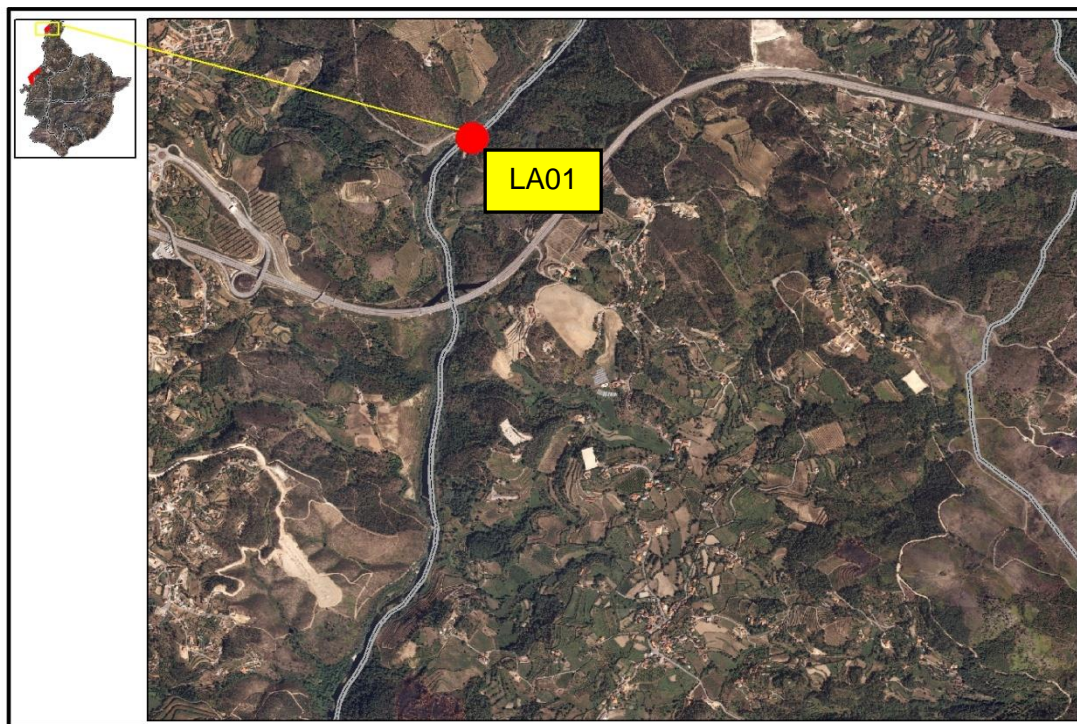


Fig.4.2 - Localização do ponto de amostragem LA01.

Código: LA01

Designação do local: Barca-Atei

Coordenadas GPS:

- Latitude: 41: 28. 7178 Norte
- Longitude: 007: 56. 2415 Oeste

Descrição do local: Este ponto de amostragem localiza-se na freguesia de Atei, concelho de Mondim de Basto, e encontra-se a montante de uma exploração suinícola, razão pela qual foi selecionado como ponto de amostragem.

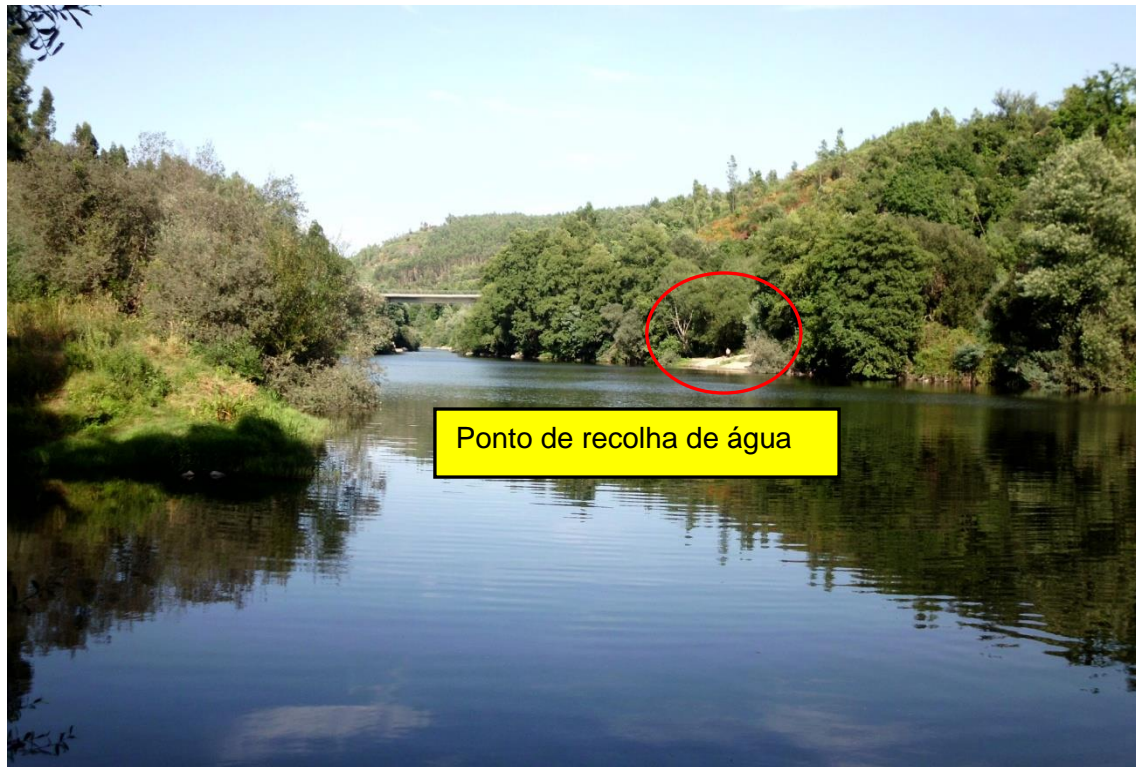


Fig.4.3 - Fotografia do ponto de amostragem LA01.

4.1.2 Ponto de amostragem LA02

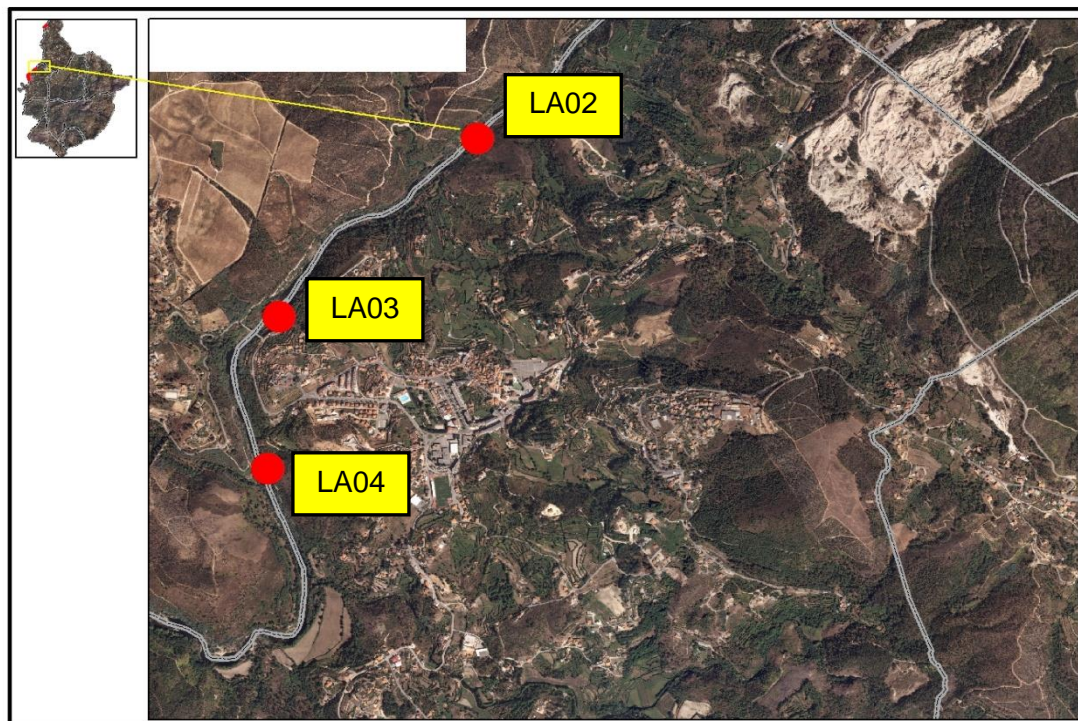


Fig.4.4 - Localização do ponto de amostragem LA02.

Código: LA02

Designação do local: Canedo

Coordenadas GPS:

- Latitude: 41: 26. 6071 Norte
- Longitude: 007: 56. 3266 Oeste

Descrição do local: O ponto de amostragem LA02 localiza-se na freguesia de Canedo de Basto, concelho de Celorico de Basto, e encontra-se a jusante do ponto LA01 e a montante dos pontos LA03 e LA04. Este ponto foi selecionado para compreender o impacto provocado pela exploração suinícola, servindo ao mesmo tempo de comparação com o ponto de amostragem que se situa a montante da exploração suinícola.



Fig.4.5 - Fotografia do ponto de amostragem LA02.

4.1.3 Ponto de amostragem LA03

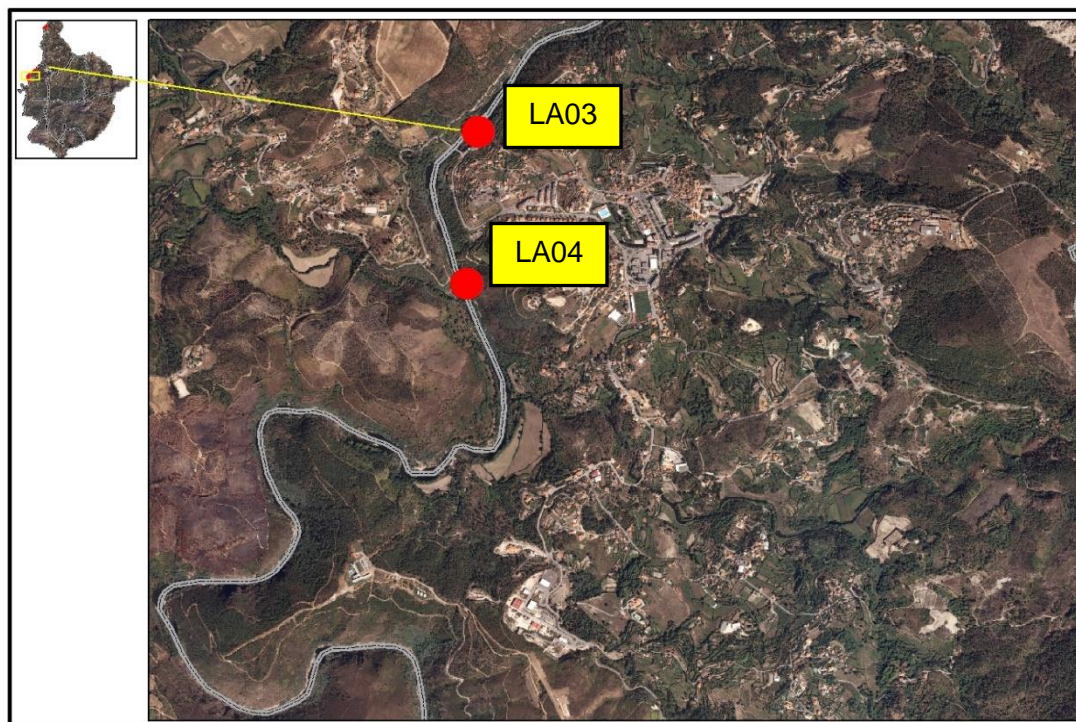


Fig.4.6 - Localização do ponto de amostragem LA03.

Código: LA03

Designação do local: Ponte

Coordenadas GPS:

- Latitude: 41: 24. 8556 Norte
- Longitude: 007: 57. 8822 Oeste

Descrição do local: Este ponto de amostragem localiza-se na praia fluvial da ponte de Mondim de Basto e situa-se a jusante dos pontos anteriormente descritos e a montante da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Mondim de Basto.



Fig.4.7 - Fotografia do ponto de amostragem LA03.

4.1.4 Ponto de amostragem LA04

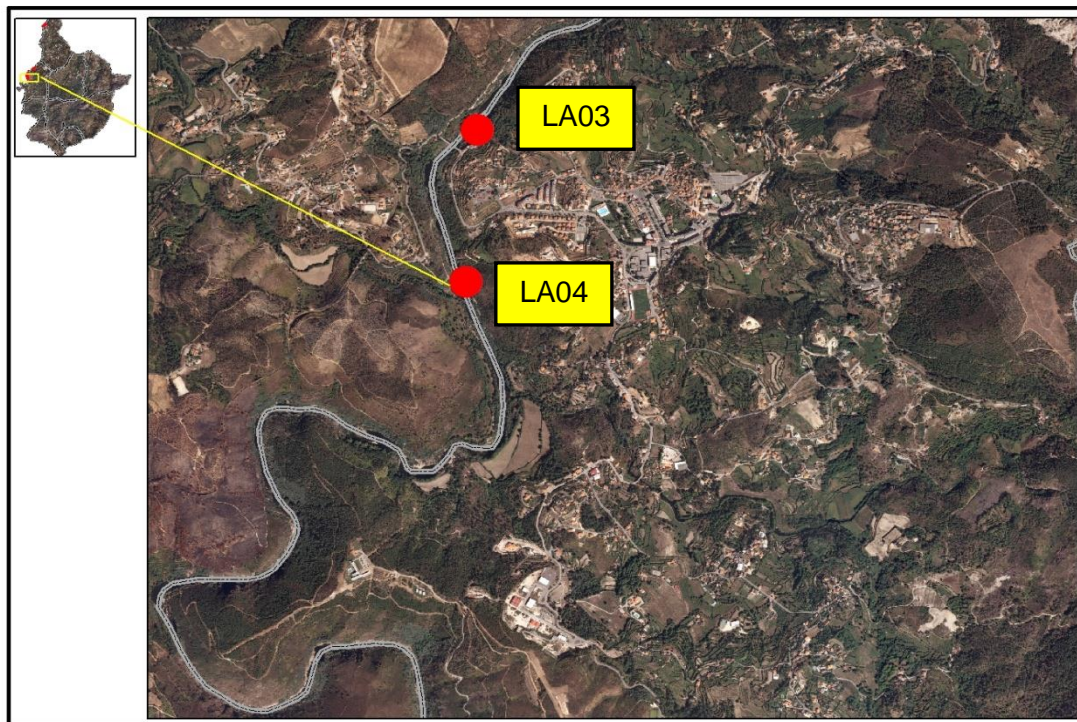


Fig.4.8 - Localização do ponto de amostragem LA04.

Código: LA04

Designação do local: Pena

Coordenadas GPS:

- Latitude: 41: 24. 4657 Norte
- Longitude: 007: 57. 9004 Oeste

Descrição do local: O ponto de amostragem LA04 localiza-se na freguesia de Mondim de Basto, concelho de Mondim de Basto, e situa-se quer a jusante do ponto de amostragem LA03, quer a jusante do local de descarga da ETAR de Mondim de Basto. Este ponto foi selecionado para verificar a existência de possíveis contaminações ou poluentes provenientes da descarga de águas residuais da ETAR, servindo também para verifica se o rio tem capacidade para diluir os possíveis poluentes que poderão existir nos pontos de amostragem anteriormente referidos.



Fig.4.9 - Fotografia do Ponto de amostragem LA04.

4.2 Periodicidade das amostragens

A amostragem de água para análise de parâmetros físico-químicos foi realizada no período compreendido entre Outubro de 2012 e Julho de 2013, tendo sido recolhida,

mensalmente, amostras de água, em todos os pontos de amostragem referidos anteriormente.

A campanha de amostragem de material biológico, nomeadamente fitobentos – diatomáceas, decorreu na primavera de 2013, mediante condições climatéricas e regimes de caudal favoráveis à aplicação das metodologias definidas pelo INAG (INAG, 2008). Contudo, os caudais verificados no Rio Tâmega foram particularmente elevados, o que dificultou a realização das amostragens de diatomáceas. Esta recolha apenas foi efetuada no ponto de amostragem LA03, pois era o ponto que apresentava ter mais focos de poluição, além de que, os restantes pontos apresentavam uma profundidade muito elevada, o que dificultava a recolha de diatomáceas.

4.3 Parâmetros físico-químicos da água

A caracterização físico-química das águas e de soluções aquosas têm como objetivo identificar e quantificar os elementos e espécies iónicas presentes nesses compostos e associar os efeitos de suas propriedades às questões ambientais, permitindo a compreensão dos processos naturais ou alterações no meio ambiente (Parron *et al.*, 2011). Deste modo, a monitorização da qualidade da água por meio de parâmetros físico-químicos é muito importante, pois permite verificar se os níveis de nutrientes, metais, pesticidas, substâncias radioactivas, entre outros, estão abaixo dos níveis recomendados (Oliveira, 2007).

A seleção dos parâmetros físico-químicos a analisar neste trabalho teve em atenção o tipo de poluição a que a água do rio Tâmega se encontra sujeita, tais como a contaminação orgânica derivada de fontes poluentes de origem doméstica, os objetivos do trabalho e os recursos disponíveis para a sua concretização, como a relação custo-benefício e as capacidades logísticas.

A determinação da temperatura da água e do ar, condutividade, pH, sólidos suspensos totais e oxigénio dissolvido foi realizada *in situ*, com a ajuda de uma sonda portátil. Em cada local de amostragem foi recolhida uma amostra de água num frasco de polietileno de 1000 ml, a uma profundidade máxima de 30 cm, e com os devidos cuidados para não provocar a mobilização de material do leito do rio ou das margens, para posterior análise do teor de nutrientes (nitratos, nitritos, fosfatos e amónia). Foi também recolhida uma amostra de água num frasco de vidro escuro (250 ml), com rolha esmerilhada para medição da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅). Após a

recolha os frascos foram devidamente etiquetados (local e data de recolha) e transportados numa caixa térmica para laboratório de Ambiente Aquático 1 do Departamento de Biologia, de modo a ser feita a determinação dos parâmetros acima referidos.

No mês de Outubro não foi possível fazer recolhas de água no ponto de amostragem LA01, uma vez que as condições de acessibilidade não eram as mais adequadas. Em Outubro e em Abril não foi possível analisar o oxigénio dissolvido e a carência bioquímica de oxigénio, em todos os pontos de amostragem, devido a avarias da sonda utilizada para determinação destes parâmetros.

Tabela 4.1 - Parâmetros físico-químicos analisados, metodologia de determinação e unidades.

	Parâmetro	Determinação	Unidades
Parâmetros determinados <i>in situ</i>	Temperatura do ar	Sonda HI 98130 (combo pH &EC) da Hanna Instruments	°C
	Temperatura da água		°C
	pH		Escala de Sorensen
	Condutividade		µS/cm
	Sólidos Suspensos Totais		mg/l
	Oxigénio Dissolvido	Sonda HI 9142 da Hanna Instruments	mg O ₂ / l
Parâmetros determinados no laboratório	Nitratos	Fotómetro Multiparâmetros de bancada da série C-200 da Hanna Instruments	mg/l NO ₃ ⁻
	Nitritos		mg/l NO ₂ ⁻
	Ortofosfatos		mg/l PO ₄ ³⁻
	Amónia		mg/l NH ₄ ⁺
	Carência Bioquímica de Oxigénio	Determinação do oxigénio dissolvido antes e após 5 dias de incubação a 20°C, ao abrigo da luz com uma sonda HI 9142 da Hanna Instruments	mg O ₂ / l

4.4 Comunidade de Fitobentos – Diatomáceas

4.4.1 Caracterização do habitat

As diatomáceas ocupam inúmeros habitats no meio aquático, por isso, no estudo destes organismos um aspeto importante a ter em conta é o reconhecimento, delimitação e classificação de habitats (Oliveira, 2007). Assim, a amostragem de habitats distintos põe em evidência diferentes populações de diatomáceas, visto que estas ocupam habitats com características específicas (Nunes, 2007).

Estes organismos cosmopolitas habitam ambientes marinhos e continentais, sejam de água doce ou salobra, e também ambientes terrestres (Round, 1983) podendo estar associados a diversos substratos, tais como areia, limo, argila, rochas, blocos, pedras, cascalho ou vegetação aquática (INAG, 2008).

Tabela 4.2 - Tipos de habitats mais relevantes para a comunidade de diatomáceas e escala empírica para a identificação dos habitats inorgânicos (INAG, 2008).

		Habitats	Escala empírica
Habitats inorgânicos	Substrato grosseiro	Blocos	Dimensões superiores a uma folha A4
		Pedras	Dimensões compreendidas entre um ovo de galinha e uma folha A4
		Cascalho	Dimensões inferiores a um ovo de galinha
	Substrato fino	Areia	
		Limo	
		Argila	
	Substrato artificial	Telhas	Dimensões inferiores a um ovo de galinha ou compreendidas entre um ovo de galinha e uma folha A4
		Tijolos	
Habitats orgânicos	Vegetação aquática	Macrófitos submersos	
		Macrófitos emergentes	
		Algas filamentosas	

Este estudo incidiu sobre as diatomáceas perifíticas, que por sua vez podem ocupar diferentes habitats, tais como, superfícies de pedras ou material rochoso (diatomáceas epilíticas); superfícies de plantas aquáticas (diatomáceas epífitas); superfícies e interstícios de grãos de areia (diatomáceas epipsâmicas) e superfícies de vaza ou de lodo (diatomáceas epipélicas).

4.4.2 Método e processamento de amostragem

Os métodos utilizados no estudo da comunidade de diatomáceas variam consoante os objetivos de estudo. No estudo de âmbito ecológico, em que se pretende conhecer, estudar e avaliar as populações de diatomáceas, os métodos escolhidos envolvem a identificação taxonómica dos espécimes e a contagem de valvas (Oliveira, 2007).

O presente estudo foi realizado com a comunidade de diatomáceas epilíticas, cujo habitat, como referido anteriormente, são as superfícies de pedras ou material rochoso. A colheita de diatomáceas epilíticas foi efetuada através de raspagem das superfícies naturais (pedras) que se encontravam submersas no leito do rio, em zonas de fluxo turbulento e não ensombradas, a uma profundidade entre 10 e 30 cm (INAG, 2008). Geralmente as pedras são utilizadas como substrato favorito pois apresentam algumas vantagens, tais como: existirem quase sempre ao longo do rio; a amostragem é fácil, simples e rápida; pode definir-se uma área amostral na qual existe um grande número de células; serem seletivas e facilmente colonizáveis (Almeida, 2008). Selecionaram-se 5 pedras, escolhidas ao acaso, e efetuou-se a raspagem da superfície colonizada das mesmas com a ajuda de uma escova de dentes dura para dentro de um tabuleiro, tendo o cuidado de ir lavando o material raspado com água do rio limpa. De seguida homogeneizou-se a mistura e deitou-se para dentro de dois frascos de 250 mL, sendo adicionado num dos frascos umas gotas de fixador, neste caso formaldeído a 4%. Por fim etiquetou-se o frasco com a data e local de amostragem e conservou-se as amostras no escuro e no frio a 4°C para posterior tratamento das amostras em laboratório.

4.4.3 Tratamento laboratorial das amostras de diatomáceas

As amostras não fixadas foram colocadas a sedimentar em câmaras de contagem, com capacidade de 2,5 ml, 5 ml e 25 ml, durante 24 horas. Após sedimentação, fez-se uma preparação temporária, ou seja, colocou-se uma gota de amostra numa lâmina, de seguida colocou-se a lamela e por fim procedeu-se à sua identificação e contagem.

Para cada amostra foram preparadas duas lâminas, sendo estas etiquetadas com data e local de amostragem, nome do curso de água e identificação do técnico.

Idealmente, nas amostras preservadas com formaldeído, deveria proceder-se à remoção do fixador, oxidação da matéria orgânica e montagem de preparações definitivas para observação microscópica. Contudo, neste estudo não foi possível executar estas três etapas, uma vez que para a montagem de preparações definitivas era essencial o uso de um meio de montagem de alta refração (NAPHRAX) e, devido a questões logísticas esse meio não se encontrava disponível na Faculdade.

4.4.4 Identificação taxonómica e quantificação

A identificação das amostras de diatomáceas foi realizada num microscópio de inversão Zeiss Axiovert 40C.

A identificação taxonómica das diatomáceas presentes nas amostras em estudo foi efetuada até ao limite mais baixo possível, na maioria dos casos até à espécie ou variedade. Em cada preparação fez-se a identificação das valvas de diatomáceas, sendo contadas pelo menos 400 valvas, seguindo as recomendações do protocolo de amostragem e análise para o Fitobentos – Diatomáceas (INAG, 2008). Durante a identificação teve-se o cuidado de percorrer toda a lâmina para que sejam observados campos sucessivos ao acaso de forma a evitar a contagem de campos em duplicado. De forma a eliminar erros de identificação foram excluídos das contagens todos os indivíduos que não se encontravam inteiros.

4.4.5 Tratamento de dados

Para sumariar os dados obtidos e proceder à sua interpretação calculam-se diferentes índices descritores da comunidade de diatomáceas. Estes índices incluem índices bióticos e índices matemáticos. Sob a designação de índices bióticos incluem-se os índices diatomológicos de saprobia, que refletem o enriquecimento de matéria orgânica biodegradável; os índices tróficos, que refletem o enriquecimento em nutrientes (fósforo e azoto), e os índices multimétricos, que avaliam simultaneamente várias pressões ambientais (Prygiel & Coste, 2000). Entre os índices matemáticos frequentemente utilizados na avaliação da qualidade dos ecossistemas salienta-se o índice de Diversidade de Shannon-Weaver e o índice de equitabilidade de Pielou.

Quer os índices bióticos, quer os índices matemáticos fazem uma avaliação aproximada da qualidade da água pelo que os índices bióticos devem ser comparados, com algumas reservas e cuidados, com os de diversidade, porque enquanto os primeiros medem a poluição com base nas reações dos diferentes *taxa*

ao meio ambiente, os segundos relevam unicamente alterações na estrutura da comunidade, que pode ou não alterar-se com a poluição (Pereira, 2012). Além disso, em comparação com os índices de diversidade, os índices bióticos têm a vantagem de ter em conta a composição e adaptabilidade dos *taxa* (Segnini, 2003).

4.4.5.1 Índice de diversidade e Equitabilidade

Saber a diversidade de espécies numa área é fundamental para compreensão da natureza (Melo, 2008), por isso, no estudo biótico de uma comunidade é importante o conhecimento do número de espécies e do número de indivíduos por espécie, sintetizando-se tal conhecimento através do cálculo de índices de diversidade (Washington, 1984). A relação entre o número de *taxa* e o número de indivíduos em cada *taxon* designa-se por índice de diversidade de espécies (Odum, 2001). Estes índices combinam dois atributos de uma comunidade: riqueza de espécies, que corresponde ao número de espécies, e a equidade, que traduz a maneira como as abundâncias (número de indivíduos, biomassa, grau de cobertura) estão distribuídas pelas diferentes espécies da comunidade (Melo, 2008). Desta forma, os índices de diversidade retratam não somente a distribuição das categorias taxonómicas, mas também a importância de cada uma no ecossistema (Branco, 2008).

Os índices de diversidade estão dependentes do número de espécies presentes e do número de indivíduos de cada espécie. Quando o índice de diversidade diminui, indica que há competição interespecífica e que o local é menos diversificado, porém, quando há um aumento deste índice, há um indicativo de que o local é bastante diversificado, mesmo que o número de indivíduos seja reduzido (Pereira, 2012).

As vantagens dos índices de diversidade são o facto de serem relativamente independentes do esforço amostral, quantitativos e sem dimensão (Metcalf, 1989; Melo, 2008). No entanto, este índice apresenta algumas desvantagens, tais como: não têm em conta o tipo de organismos presentes e a capacidade dos mesmos se adaptarem às alterações do meio ambiente; muitas vezes são restritos a situações comparativas, e o valor obtido para uma comunidade não permite saber exatamente a natureza da comunidade (Segnini, 2003; Melo, 2008).

Os índices de diversidade escolhidos neste trabalho foram o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice de equitabilidade de Pielou (E).

Índice de diversidade de Shannon-Wiener (1949)

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é muito utilizado para quantificar a diversidade de espécies em estudos ecológicos e depende basicamente da riqueza de espécies em determinada comunidade e a equitabilidade com que os indivíduos são distribuídos entre as espécies (Begon *et al.*, 1996).

O índice pode ser calculado segundo a seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{N_i}{N} \right) \ln(N_i/N)$$

S= número de espécies (ou de outros grupos sistemáticos);

N_i = número de indivíduos do grupo taxonómico i ;

N= número total de indivíduos;

ln= logaritmo natural ou neperiano.

Índice de equitabilidade de Pielou

O índice de equitabilidade de Pielou (E) deriva do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, podendo ser quantificado entre 0 e 1 (Pielou, 1966).

Este índice determina-se através da seguinte fórmula:

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

H' = índice de diversidade de Shannon- Wiener;

ln= logaritmo natural ou neperiano;

S= número de espécies (ou de outros grupos sistemáticos).

4.4.5.2 Índices bióticos

Os índices bióticos têm sido uma importante ferramenta em estudos de monitoramento de condições ecológicas, em geral, considerando a composição taxonómica e a dominância de alguns grupos tolerantes à poluição (Naime & Spilki, 2012). Estes índices reúnem informações sobre vários atributos de uma comunidade biológica dentro de um número que reflete o status ecológico da comunidade. Desta forma, um índice biótico leva em consideração a sensibilidade ou tolerância de uma espécie ou grupos de espécies à poluição e designa um valor, sendo que a soma destes valores resulta num índice de poluição para um determinado local (Flores-Lopes *et al.*, 2010).

Chandler (1970) demonstrou que a presença de uma espécie indicadora não prova a existência de poluição, já que estas espécies também se podem encontrar em águas

limpas. O que se verifica é que, geralmente, em rios limpos a fauna é mais diversificada, sendo a percentagem (ou número total) de efetivos de cada espécie baixa e semelhante. Pelo contrário, em locais poluídos a diversidade diminui, tornando-se as espécies tolerantes dominantes (Cortes & Monzón, 1991).

Estes índices foram desenvolvidos principalmente para avaliar a contaminação orgânica, estando limitados a uma determinada área geográfica (Washington, 1984). Segundo Chadwick e Canon (1984), os índices bióticos dão melhores resultados em caso de poluição orgânica e isso deve-se ao fato de a tolerância das espécies a este tipo de poluição ser relativamente melhor conhecida e de estes índices terem sido desenvolvidos para este tipo de poluição (Teles, 1991).

Os índices bióticos complementam e melhoram a informação dos parâmetros físico-químicos tradicionais da água e dos indicadores hidromorfológicos, incluindo os indicadores estruturais das margens, sendo por isso, considerados bons instrumentos de controlo dos ecossistemas aquáticos. Comparados com os métodos físico-químicos, os índices bióticos são bons integradores pois disponibilizam informação sobre a qualidade da água ao longo de um período temporal extenso (Ordeix *et al.*, 2012). No entanto, estes índices apresentam a limitação de não permitirem identificar claramente os agentes contaminantes da água (Ordeix *et al.*, 2012).

Neste trabalho, devido a dificuldades logísticas e técnicas não foi possível calcular os índices bióticos.

4.5 Análise dos dados

4.5.1 Análise gráfica

De maneira a evidenciar a variação espaço-temporal dos parâmetros analisados, e tendo em conta os objetivos pretendidos, recorreu-se a diferentes tipos de representações gráficas utilizando o Programa Microsoft Excel 2007. Assim, para representação dos parâmetros físico-químicos foram elaborados gráficos de linhas.

4.5.2 Análise estatística

Para avaliar se os parâmetros físico-químicos são significativamente diferentes entre os locais de amostragem, as médias foram comparadas através de uma análise de variância bi-factorial (ANOVA) sem replicação. As diferenças foram consideradas significativas a $P \leq 0,05$.

A variação espacial dos parâmetros foi visualizada em *Tukey BoxPlots*. O boxplot é um gráfico que permite facilmente interpretar a localização e dispersão de um conjunto de dados, isto é, possibilita representar a distribuição de um conjunto de dados com base em alguns dos seus parâmetros descritivos, tais como: a mediana, o quartil inferior (Q1), o quartil superior (Q3) e o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$). O boxplot é constituído por uma caixa atravessada usando um eixo com uma escala de valores, em que o fundo da caixa é marcado na escala de valores do primeiro quartil (Q1), e o topo da caixa marcado na altura do terceiro quartil (Q3). Assim, a amplitude da caixa é, portanto o intervalo interquartil (IQR). Na altura da mediana é traçada uma linha dentro da caixa. O boxplot é um gráfico proposto para a detecção de valores discrepantes (outliers), que são aqueles valores muito diferentes dos conjuntos de dados, e que são representados por um círculo.

Para análise multivariada da variação dos parâmetros físico-químicos efectuou-se uma análise dos componentes principais. Este método permite interpretar a estrutura de um conjunto de dados multivariados a partir das respectivas matrizes de variâncias-covariâncias ou de correlações entre os parâmetros considerados (Bernardi *et al.*, 2009). A análise de componentes principais possibilita investigações com um grande número de dados disponíveis, possibilitando ainda, a identificação das medidas responsáveis pelas maiores variações entre os resultados, sem perdas significativas de informações (Vicini, 2005). Além disso, a análise de componentes principais possibilita a ordenação e a identificação dos parâmetros responsáveis pelas maiores variações entre os resultados, permitindo transformar um conjunto de variáveis originais inter-correlacionadas num novo conjunto de variáveis não correlacionadas, as componentes principais (Rodrigues & Branco, 2006). O objectivo desta análise é verificar se existe um pequeno número das primeiras componentes principais que seja responsável por explicar uma proporção elevada da variação total associada ao conjunto original (Rodrigues & Branco, 2006). Desta maneira, a ideia central desta análise baseia-se na redução do conjunto de dados a ser analisada, principalmente quando os dados são constituídos por um grande número de variáveis inter-relacionadas (Vicini, 2005). O cálculo das componentes principais é efetuado por ordem decrescente de importância, isto é, a primeira componente principal explica o máximo possível da variância da matriz de dados original, a segunda explica o máximo possível da variância ainda não explicada, e assim sucessivamente (Jesus, 2001). A variância explicada por cada componente principal, ou eixo de ordenação, é dada pelos valores próprios da matriz de dispersão permitindo, assim, definir um espaço de

dimensões reduzidas (duas ou três dimensões), para ordenar as amostras de modo a maximizar a sua variância. A interpretação da ordenação das amostras é feita recorrendo à análise das correlações de cada variável original com as componentes principais que definem o espaço de ordenação das amostras (Jesus, 2001).

Todas as análises realizadas foram efetuadas no programa STATISTICA 11.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros físico-químicos

5.1.1 Temperatura do ar e da água

A temperatura é um dos padrões, ou características organolépticas, de qualidade das águas, atrelada à sensibilidade dos organismos vivos, que tornam uma água atraente ou não para o consumo, sendo, portanto, um dos factores físicos mais expressivos a ser determinado (Ramalho, 1977). A temperatura determina vários processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos sistemas aquáticos, tais como o metabolismo dos organismos e a degradação da matéria orgânica (Zuin *et al.*, 2009), influenciando a distribuição, reprodução, crescimento e desenvolvimento de organismos aquáticos (Fantin-Cruz *et al.*, 2010). Além disso, juntamente com a luz, humidade e marés a temperatura tem um papel importante na determinação de muitos ritmos sazonais que caracterizam os ecossistemas aquáticos, nomeadamente as actividades estacionais e diárias das plantas e dos animais (Odum, 1997).

A temperatura dos cursos de água varia muito mais rapidamente do que a dos lagos, lagoas ou albufeiras, embora a sua amplitude esteja compreendida dentro de limites mais estreitos. Nas águas correntes, as variações de temperatura acompanham as do ar, mas a sua amplitude é menor, o que significa que a temperatura dos rios varia mais (Odum, 1997; Dajoz, 2005). No entanto, qualquer que seja o meio aquático considerado, existe um ciclo diário de temperatura e um ciclo sazonal que condicionam largamente a vida aquática (Cortes *et al.*, 1997; Odum, 1997).

Branco (1986) destacou a temperatura como um importante fator ecológico, tanto pela influência direta que pode exercer sobre os vários tipos de organismos como pela relação existente eles e o teor de gases dissolvidos na água (Branco, 2008), principalmente o oxigénio e o dióxido de carbono (Conte & Leopoldo, 2001). De forma indirecta, a temperatura, uma vez que condiciona a precipitação, pode ser responsável pelo aumento do caudal superficial do rio, podendo fomentar os processos de autodepuração natural, levando a um menor grau de poluição (Cortes *et al.*, 2002). Para os autores Costa *et al.*, (2004), a temperatura da água atua controlando a distribuição e reprodução de diferentes espécies de fitoplâncton, influenciando indirectamente a produção, através dos seus efeitos sobre o movimento e mistura das águas e também no aporte de nutrientes para os níveis eufóticos (Branco, 2008).

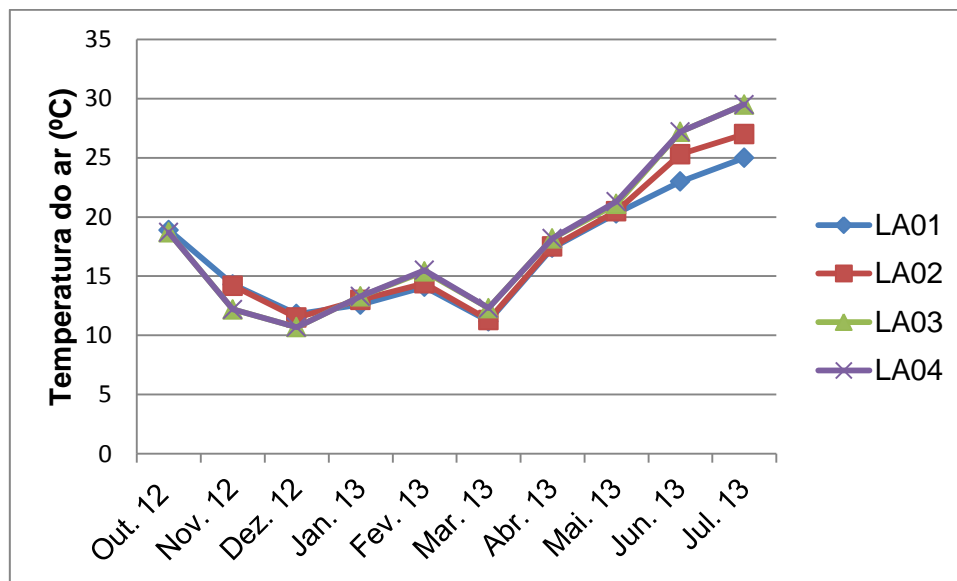


Fig.5.1 - Variação espaço-temporal da temperatura do ar (°C).

Pela análise da figura 5.1 referente à temperatura do ar é possível verificar que, no conjunto dos locais de amostragem, existe uma evidente flutuação sazonal, registando-se uma diminuição dos valores de temperatura de outubro a dezembro, e um aumento a partir desse mês até fevereiro. De fevereiro para março registou-se uma pequena descida da temperatura, o que poderá ser explicado por uma massa de ar frio que atravessou o país. A partir de março os valores da temperatura do ar voltaram a sofrer um aumento. Como seria de esperar, em todos os locais de amostragem, os valores de temperatura do ar mais elevados verificam-se no final da primavera e verão (junho e julho), oscilando entre os 23°C e os 29,5°C. Os valores mais baixos foram registados nos meses correspondentes ao final do outono e inverno (novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março), oscilando entre os 10,7 °C e os 15,3°C.

As diferenças encontradas entre os locais de amostragem, tendo em conta a temperatura do ar, não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value}=0,974167$), o que seria de esperar, pois a altitude dos diferentes locais não é muito variável. Em relação às medianas e distribuição, pode-se concluir que os locais de amostragem apresentaram valores muito semelhantes. O valor mais alto foi registado em julho (29,5°C) nos locais LA03 e LA04, e o valor mais baixo foi registado nestes mesmos locais, no mês de Dezembro (10,7°C) (Fig.5.2).

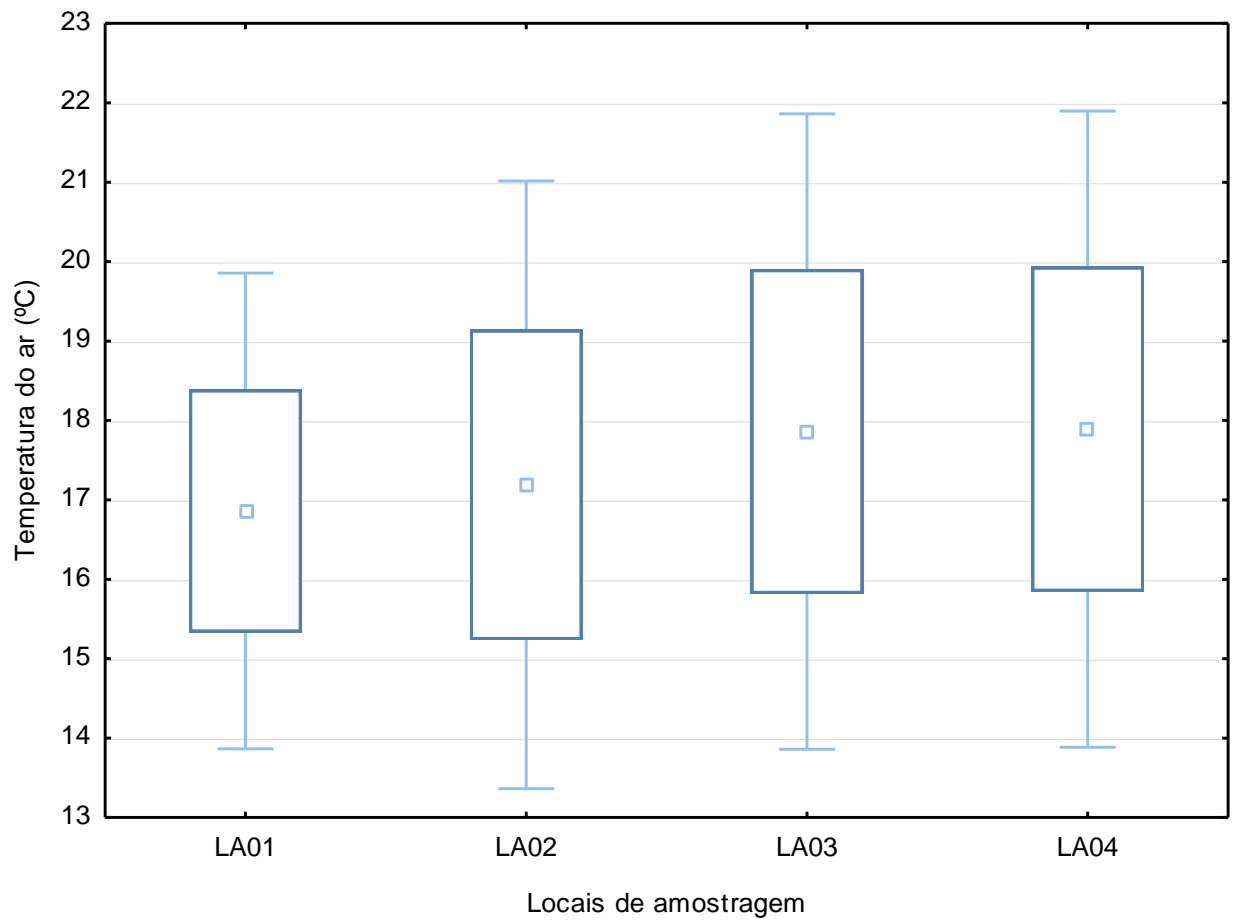


Fig.5.2 - Variação espacial da temperatura do ar (°C).

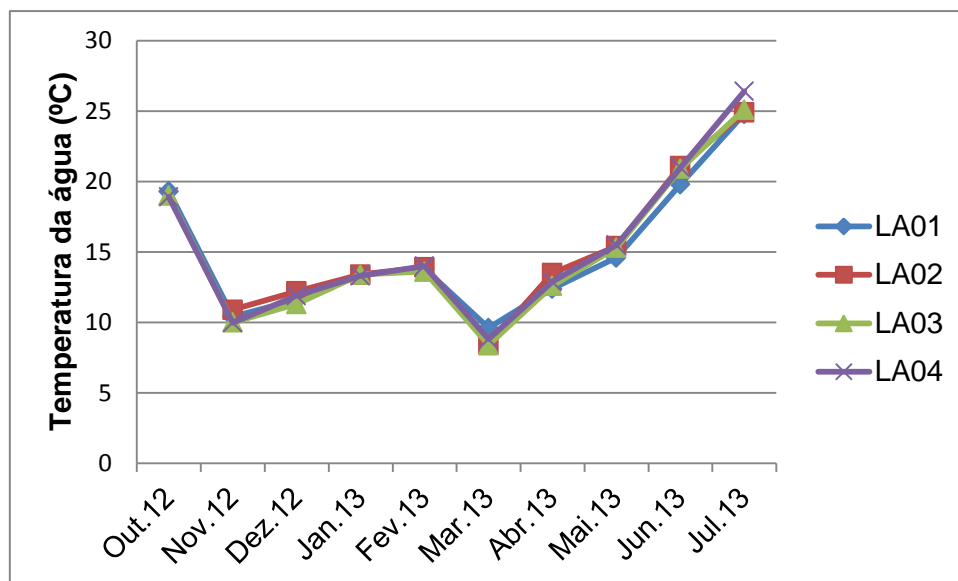


Fig.5.3 - Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C).

Através da análise da figura 5.3 podemos referir que os valores da temperatura da água foram, de certo modo, coincidentes com os da temperatura do ar, pois existe uma evidente flutuação sazonal, o que comprova que estes dois parâmetros estão fortemente relacionados. Assim, verifica-se que, em todos os locais de amostragem ocorreu uma diminuição da temperatura de outubro a novembro, e um aumento de novembro a fevereiro. Entre fevereiro e março ocorreu uma descida dos valores da temperatura da água, o que poderá estar relacionada com o facto de, nesta altura, também os valores da temperatura do ar diminuírem. A partir de março registou-se um aumento dos valores da temperatura da água. Os valores da temperatura da água mais elevados ocorreram no final do outono, primavera e verão (outubro, junho e julho), com valores que oscilam entre os 19,3 °C e os 26,4°C. Os valores mais baixos registaram-se no mês de março, com valores entre os 8,4 °C e os 9,6°C.

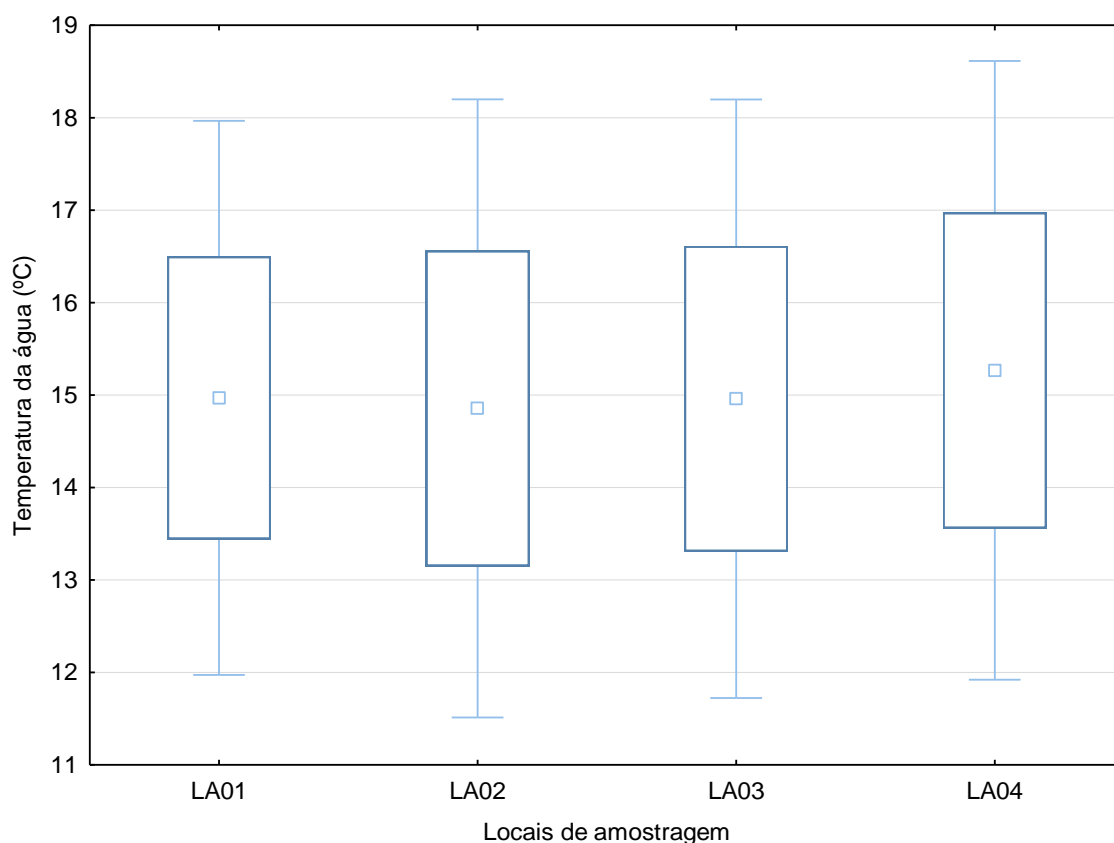


Fig.5.4 - Variação espacial da temperatura da água (°C).

Tal como para a temperatura do ar, para a temperatura da água não foram encontradas diferenças significativas entre os locais de amostragem ($p\text{-value}=0,998279$). O valor mais alto foi registado no mês de julho (26,4°C), no local de amostragem LA04, enquanto o valor mais baixo foi registado no mês de março, no local LA02 (8,4°C) (Fig.5.4).

No mês de julho, nos locais LA03 e La04, o valor da temperatura da água ultrapassou o Valor Máximo Admissível (25°C) definido pelo Decreto-Lei 236/98 (anexos; tabela II) no âmbito da qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano da classe A1. Esta situação pode ser explicada devido ao aumento significativo da temperatura do ar no mês de julho e à diminuição do fluxo de água.

5.1.2 pH

O pH (potencial hidrogénio) é uma grandeza que indica a intensidade da condição ácida, neutra ou alcalina de uma solução aquosa (Parron *et al.*, 2011), constituindo, assim, uma medida da concentração dos iões H^+ (Cortes *et al.*, 1997). Este parâmetro é fundamental para explicar um grande número de equilíbrios físico-químicos que se estabelecem numa água (Cortes *et al.*, 1997), sendo por isso, uma das ferramentas mais importantes e frequentes utilizadas na análise da água (Parron *et al.*, 2011). Nas águas naturais, o pH depende da origem dessas águas, da natureza geológica do leito e do revestimento vegetal da bacia (Cortes *et al.*, 1997), contudo, o seu valor pode ser alterado pela introdução de resíduos, uma vez que o lançamento de ácidos ou bases nos corpos de água podem torná-la imprópria para o seu uso, não somente para fins recreativos, mas também para a manutenção da vida aquática que necessita de um valor de pH em torno da neutralidade (Dezotti, 2008).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos dá-se diretamente devido aos seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Indiretamente, determinadas condições de pH podem contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados (Parron *et al.*, 2011). O valor de pH influencia, ainda, a solubilidade de diversas substâncias, na forma em que estas se apresentam na água e a sua toxicidade (Heller, *et al.*, 2006). Nos ecossistemas aquáticos o pH da água é função do teor do dióxido de carbono dissolvido, o qual, por seu turno, diminui com a fotossíntese e aumenta com a respiração (Odum, 1997).

Valores de pH entre 5,0 – 9,0 constituem limites toleráveis para a maior parte da fauna e flora (Cortes *et al.*, 1997), sendo que alterações bruscas de pH para valores abaixo ou acima desses limites pode levar ao desaparecimento de espécies aquáticas (Rodrigues C.M.M., 2010). Valores de pH baixo tornam a água corrosiva, ao contrário, valores elevados tendem a formar encrustações nas tubagens (Heller, *et al.*, 2006) (Dezotti, 2008).

As águas superficiais podem, como consequência da atividade biológica das algas, apresentar, em especial no verão, valores de pH anormalmente elevados. Contudo, na

maior parte dos casos, a gama de variações dos valores de pH situa-se entre 6,5 e 8,5 (Mendes & Oliveira, 2004). Segundo Nisbet & Verneaux, 1970, para águas naturais, o valor de pH situa-se entre 6,6 e 7,8, contudo, nas regiões com substrato ácido os valores podem ser inferiores a 5.

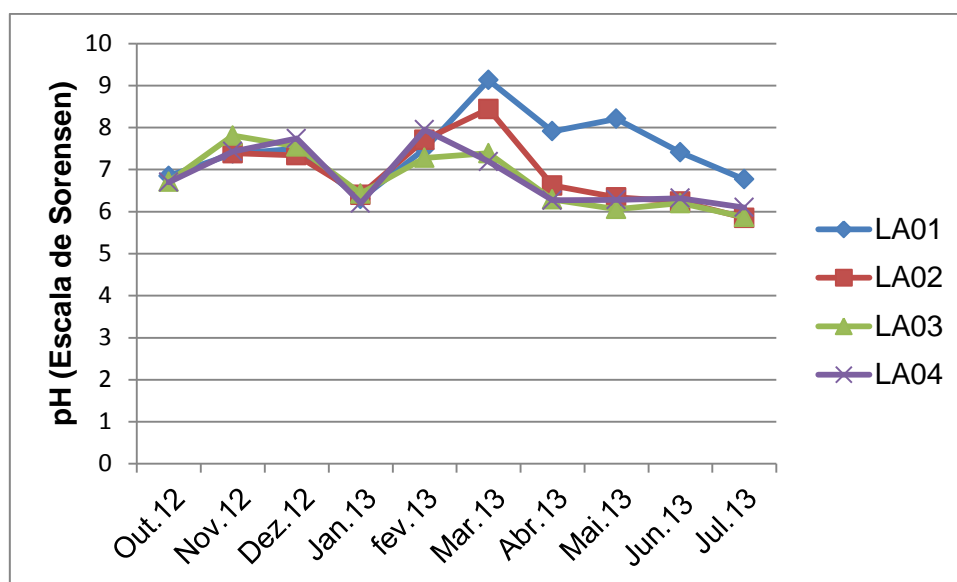


Fig.5.5 - Variação espaço-temporal do pH.

Pela análise da figura 5.5 podemos verificar que, nos pontos de amostragem LA01 e LA04, de outubro a dezembro registou-se um aumento dos valores de pH, altura a partir da qual se verificou uma diminuição dos respetivos valores até janeiro. No ponto de amostragem LA02 registou-se uma diminuição dos valores de pH de novembro a janeiro. No ponto LA03 verificou-se um aumento dos valores de pH até novembro, data a partir da qual registou uma diminuição dos mesmos até janeiro. A partir de janeiro verificou-se um aumento dos valores de pH nos pontos de amostragem LA01, LA02 e LA03 até março, contudo para o ponto LA04 esse aumento só se registou até fevereiro. Nos pontos de amostragem LA02 e LA03 registou-se uma diminuição dos valores de pH até ao final das recolhas, e nos restantes pontos registaram-se bastantes oscilações de valores.

Os valores de pH foram, em geral, mais elevados no final do inverno, início da primavera, tendo sido o valor mais elevado registado no mês de março (9,13) no local LA01, devido do facto de, neste mês, se registarem valores de temperaturas da água mais baixas. Sendo a auto-ionização da água uma reação endotérmica, verifica-se, de acordo com o princípio de Le Chatelier, que um aumento de temperatura vai favorecer o deslocamento do equilíbrio no sentido directo, ou seja, no sentido do aumento da

concentração dos iões H_3O^+ e HO^- , do mesmo modo, uma diminuição da temperatura fará deslocar o equilíbrio no sentido inverso e, conseqüentemente, verifica-se uma diminuição dos iões H_3O^+ e HO^- . Este resultado pode, ainda, ter sido influenciado pela descarga de efluentes de origem doméstica ou industrial verificados a montante do local de amostragem LA01. Outra razão que pode ter influência no aumento dos valores de pH no inverno é o aumento de caudal do rio, pois, com o aumento do caudal, ocorre arrastamento dos solos adjacentes aos locais de amostragem. Os valores mais baixos registaram-se no verão no mês de julho, no local LA02 (5,85), o que poderá ser explicado devido à presença de matéria orgânica em decomposição.

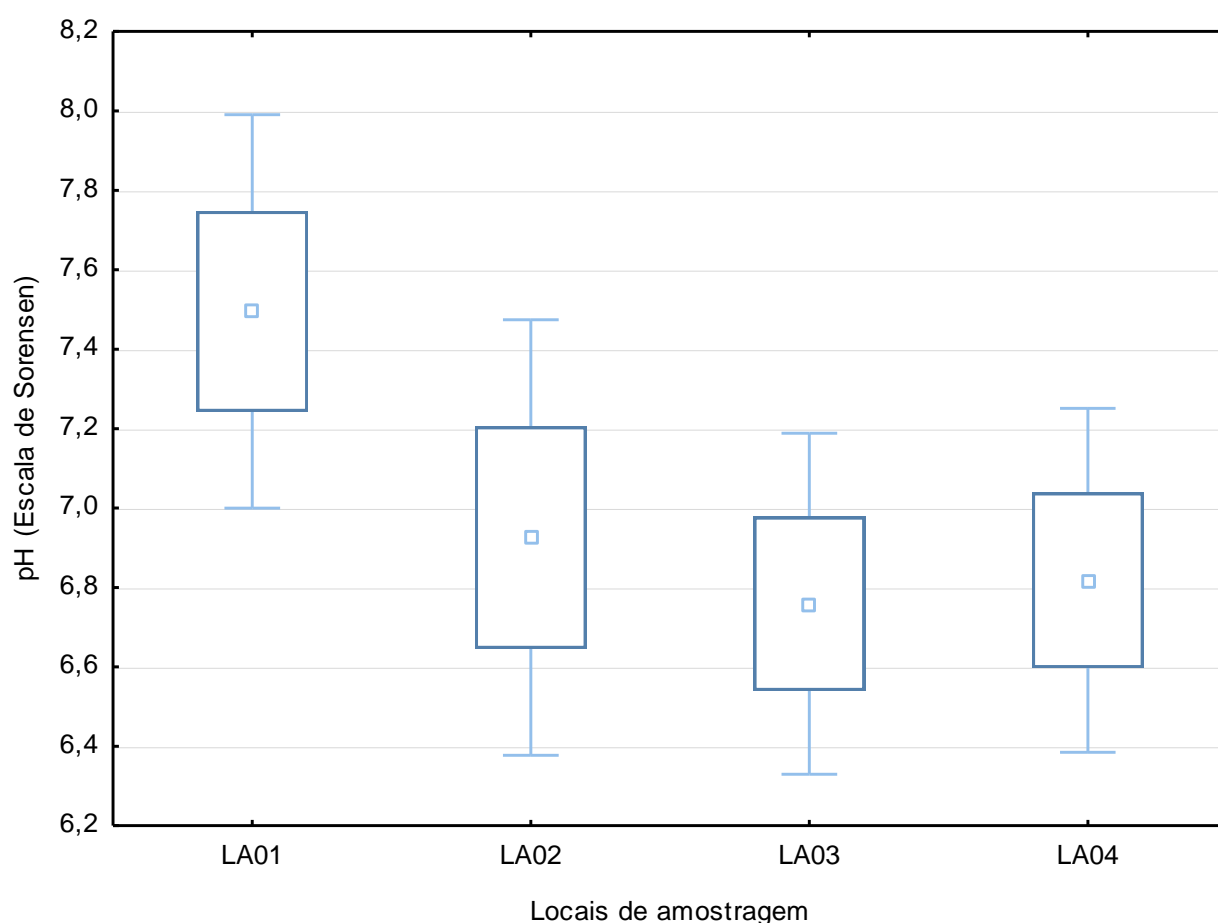


Fig.5.6 - Variação espacial do pH.

Para este parâmetro, as diferenças encontradas entre os locais de amostragem não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value} = 0,134811$).

Segundo a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, definida pelo INAG (2004) (anexos; tabela III), os locais de amostragem são classificados como massas de água com

qualidade razoável, pertencendo à classe C, uma vez que os valores obtidos registam-se entre 5 e 10.

De acordo com a classificação de Nisbet & Verneaux (1970) (anexos; tabela V) segundo o seu pH, os valores obtidos nos locais de amostragem durante período de recolhas encontram-se compreendidos entre as classes 3 (acidez fraca), 4 (acidez e alcalinidade aproximadamente neutras) e 5 (alcalinidade fraca), com excepção dos locais LA01 e LA02, que no mês de março apresentaram classes de pH de 7 (alcalinidade forte) e 6 (alcalinidade média), respetivamente. Nos locais LA02 e LA03, no mês de julho, os valores de pH estavam compreendidos na classe 2 (acidez média).

De uma maneira geral, os valores de pH obtidos em todos os pontos de amostragem encontram-se dentro dos valores limite (80% das amostras apresentam pH entre 6 e 9) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte (anexos; tabela IV).

5.1.3 Sólidos Suspensos Totais

A quantidade de sólidos presente numa água é uma característica física importante para a compreensão de fenómenos da qualidade da água, dado que os sólidos constituem frequentemente elementos de transporte de vários contaminantes, nomeadamente metais, nutrientes e organismos microbiológicos (Ferreira, 2007).

O teor em sólidos suspensos totais em águas correntes é quase sempre inferior a 25 mg/L, podendo ocorrer valores superiores, em situações de eventos de precipitação significativa, que induzem o arrastamento do material depositado no leito do curso de água, ou em períodos de seca acentuada. Teores superiores a 80 mg/L são característicos de cursos de água poluídos (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

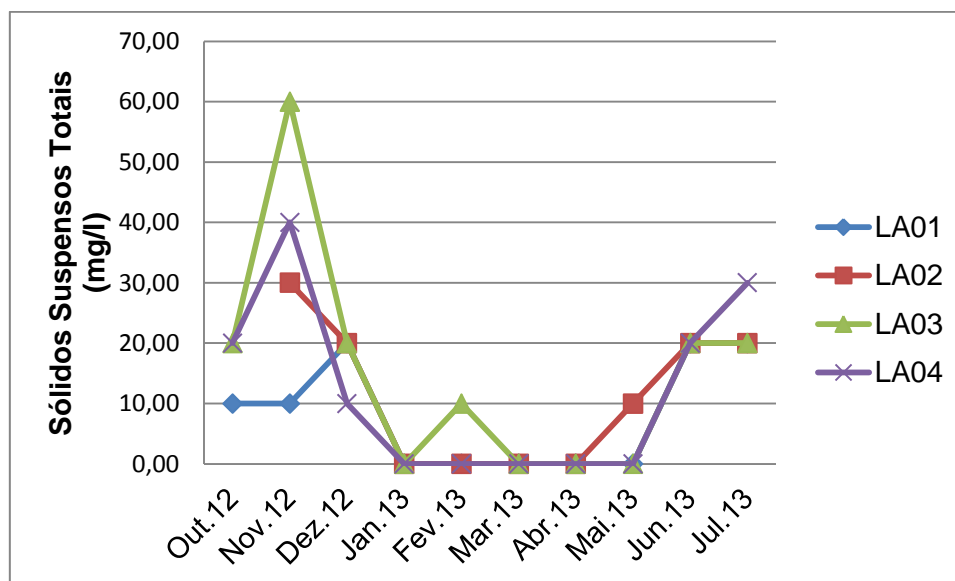


Fig.5.7 - Variação espaço-temporal dos sólidos suspensos totais (mg/l).

Através da análise da figura 5.7 verifica-se que, no ponto de amostragem LA01, do início das recolhas até novembro, os valores de SST mantiveram-se constantes, sofrendo depois um aumento até dezembro, altura a partir da qual sofreram um decréscimo até maio. De maio a julho os valores de SST aumentaram, mantendo-se constantes entre junho e julho. No ponto de amostragem LA02 verifica-se uma diminuição dos valores de novembro a abril, e um aumento a partir dessa data. No ponto de amostragem LA03 regista-se um aumento dos valores de SST até novembro e uma diminuição dos valores até janeiro. Entre Janeiro e fevereiro os valores de SST sofreram uma pequena subida, contudo, a partir deste mês registou-se uma pequena descida dos valores. A partir de maio os valores voltaram a subir, mantendo-se constantes entre junho e julho. No local de amostragem LA04 verifica-se um aumento dos valores de SST entre outubro e novembro, seguida de uma descida até Dezembro. Entre janeiro e maio não se registaram teores de SST, contudo entre junho e julho registou-se um novo aumento dos teores de SST.

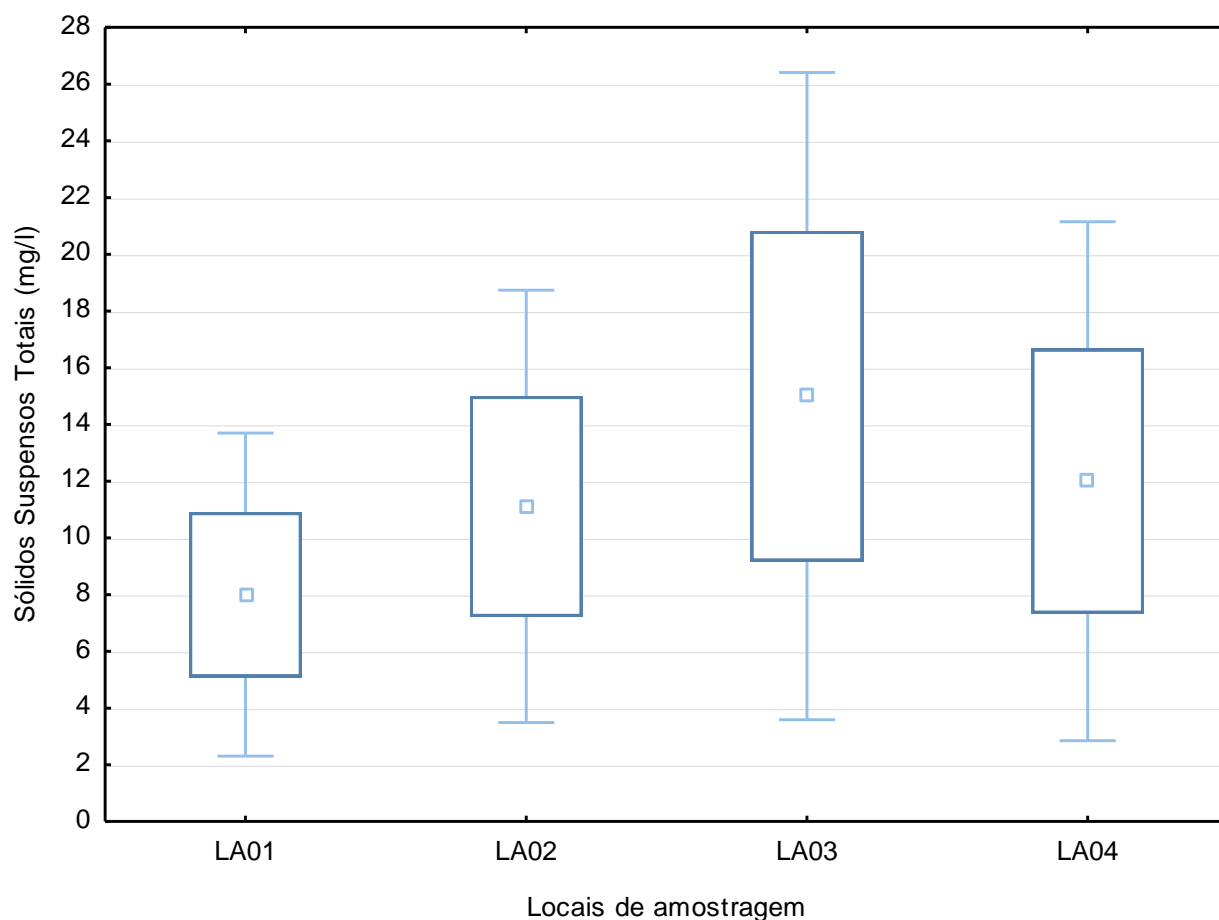


Fig.5.8 - Variação espacial dos sólidos suspensos totais (mg/l).

As diferenças encontradas entre os locais de amostragem, tendo em conta o teor de sólidos suspensos totais, não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value}=0,737537$). Em relação à mediana e à distribuição dos valores obtidos verifica-se que foram muito semelhantes em todos os locais de amostragem.

Os valores mais elevados ocorreram no mês de novembro nos pontos de amostragem LA02, LA03 e LA04, oscilando entre os 30 mg/l e os 60 mg/l. Neste mês observa-se um aumento dos teores de SST entre os locais LA01, LA02 e LA03, ou seja, verifica-se um aumento dos teores de montante para jusante, o que pressupõe que ao longo do rio ocorrem entradas contínuas de SST, que podem ser devidas ao desgaste das rochas por processos de intemperismo e, ainda, aos altos índices pluviométricos registados ao longo do estudo. A descarga de efluentes urbanos e/ou industriais aparentemente não tratados é outra das razões que pode ter provocado um aumento dos teores deste parâmetro no mês de Novembro, uma vez que nesta altura do ano, ocorreu também um aumento dos valores de condutividade. Do local LA03 para o local LA04 verificou-se uma diminuição dos valores de SST. Os valores mais baixos registaram-se entre janeiro e maio, com valores a oscilar entre os 0 mg/l e os 10 mg/l.

De acordo com a classificação dos cursos de água superficiais segundo as suas características de qualidade para usos múltiplos, normalizada pelo INAG (2004) (anexos; tabela III), a maioria dos locais amostrados apresenta valores de SST compreendidos na gama de valores encontrados num curso de água com qualidade excelente (classe A). Exceptuam-se os locais LA02, LA03 e LA04 que no mês de novembro apresentavam teores de SST inseridos na gama de valores encontrados nos cursos de água com boa (classe B), má (classe D) e razoável (classe C) qualidade, respectivamente. O local LA04 no mês de julho registou, também, valores encontrados em cursos de água com qualidade boa (classe B).

Segundo a tabela do anexos do Decreto-Lei n.º 236/98, relativo à qualidade das águas superficiais (anexos; tabela II), a maioria dos locais de amostragem apresentavam valores de SST dentro dos limites do valor máximo recomendado (25mg/l). Exceptuam-se os locais LA02 e LA03, que no mês de Novembro ultrapassaram esses limites, assim como o local LA04 cujo teores de SST ultrapassavam os valores máximos recomendados para este parâmetro durante os meses de Novembro e julho.

5.1.4 Condutividade

A condutividade é uma medida que mostra a capacidade de uma solução aquosa para transportar a corrente elétrica, ou seja, mede a capacidade duma amostra de água de conduzir a corrente elétrica (Apha, 1992)(Cortes *et al.*, 1997). O seu valor depende da da concentração de iões dissolvidos na água (Cortes *et al.*, 1997), sendo aproximadamente proporcional à sua quantidade (Heller, et al., 2006). Depende ainda, da temperatura da água, ou mais especificamente, do teor em iões, suas valências e respetiva mobilidade, aumentando esta com a mobilidade (Heller, et al., 2006).

Este parâmetro não discrimina quais os iões presentes na água, mas é um indicador importante de possíveis fontes poluidoras (Zuin *et al.*, 2009), uma vez que fornece indicações do grau de mineralização da água e das variações nas concentrações de minerais dissolvidos (Parron *et al.*, 2011). A origem desses sais é diversa, e tanto pode resultar de processos de lixiviação dos solos, como pode provir de efluentes e resíduos agrícolas e/ou industriais (Mendes & Oliveira, 2004).

Segundo Formigo (1997), a condutividade cresce progressivamente de montante para jusante dos cursos de água, sendo as diferenças tanto mais significativas quanto mais fraca for a mineralização inicial (Rodrigues C.M.M., 2010).

Em águas com maiores concentrações de sais, a condutividade elétrica será maior, por outro lado, em águas puras, a condutividade será menor (Mardini, et al., 2000). Na

maioria das águas piscícolas, os valores de condutividade variam entre 150 e 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

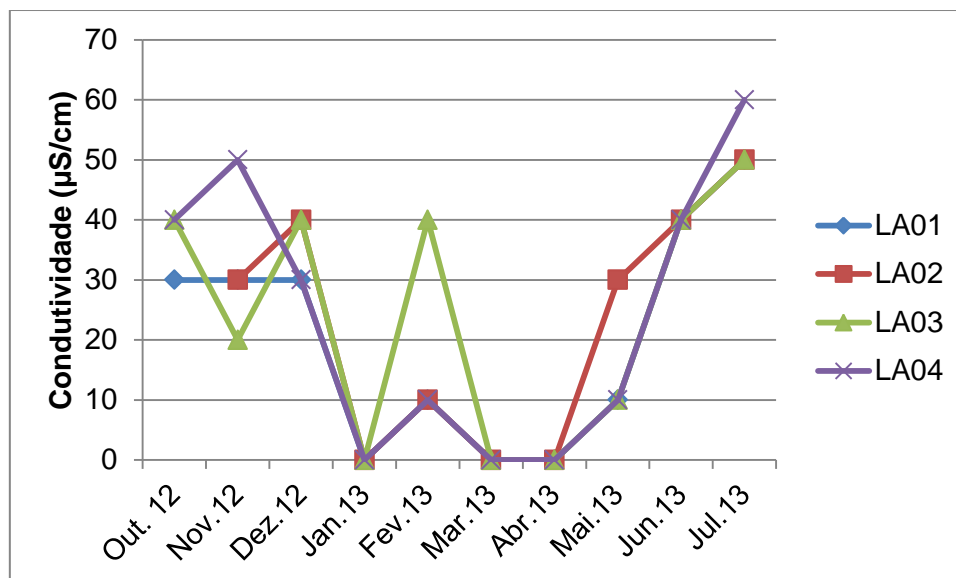


Fig.5.9 - Variação espaço-temporal da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Pela análise da figura 5.9 pode referir-se que, no local LA01, os valores de condutividade mantiveram-se constantes desde Outubro até Dezembro, enquanto no local LA02 ocorreu um aumento dos valores de condutividade. De outubro a dezembro, nos pontos de amostragem LA03 e LA04 verificaram-se, respetivamente, diminuições e aumentos dos valores de condutividade, registando-se o inverso entre os meses de novembro e dezembro. Em todos os locais de amostragem registaram-se, de dezembro a janeiro diminuições nos valores da condutividade, seguido de um aumento entre janeiro e fevereiro. De fevereiro a abril, e de abril a julho registaram-se, diminuições e aumentos, respetivamente, dos valores de condutividade em todos os pontos de amostragem. A diminuição dos valores da condutividade no inverno poderá ser explicada pelo elevado caudal do rio nestes meses, o que provoca uma maior diluição da concentração de iões dissolvidos, que contribui para a redução da condutividade. Por sua vez, o aumento dos valores de condutividade no final da primavera deve-se à diminuição do caudal do rio, o que fez com que existisse uma acumulação de sedimentos ricos em sais minerais provenientes da lixiviação dos terrenos agrícolas próximos do rio.

As diferenças encontradas entre os locais de amostragem, tendo em conta os valores da condutividade, não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value}= 0,966535$). O valor mais elevado foi registado no local LA04, no mês de julho (60 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Os valores mais baixos foram registados em todos os locais de amostragem no mês de janeiro, março e abril (0 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

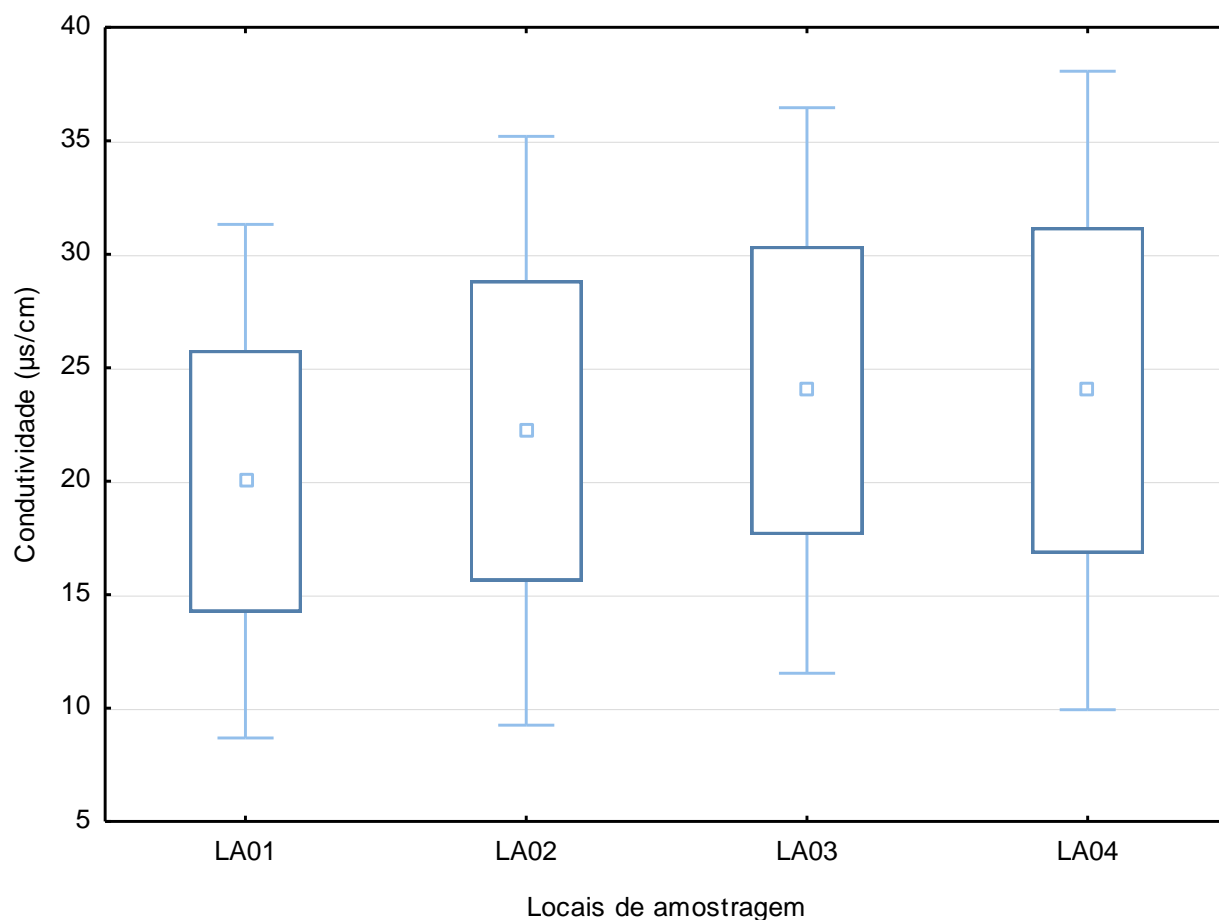


Fig.5.10 - Variação espacial da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

A análise espacial da figura 5.10 permite verificar que se registou um pequeno aumento dos valores de condutividade de montante para jusante, em todos os pontos de amostragem. O aumento da condutividade no ponto LA04 deve-se, provavelmente, à descarga de efluentes de origem doméstica aparentemente não tratados, provenientes da ETAR de Mondim de Basto, que se situa a montante do ponto LA04. Esses efluentes contêm uma elevada quantidade de matéria orgânica, que contribui para a entrada, nos corpos de água, de espécies iónicas, aumentando assim, a condutividade. Neste mês verificou-se, também, uma diminuição do caudal do rio e um aumento da temperatura do ar, o que levou a um aumento dos valores de condutividade.

De acordo com a classificação das águas segundo a sua condutividade proposta por Nisbet & Verneaux (1970) (anexos; tabela VI), a maior parte dos valores obtidos encontra-se na classe 2 (mineralização muito fraca), o que está de acordo com o tipo de substrato do rio, que é constituído maioritariamente por xistos e granitos. No entanto, no mês de fevereiro, nos pontos de amostragem LA01, LA02 e LA04, e no

mês de maio, nos pontos LA01, LA03 e LA04, foram registados valores de condutividade pertencentes à classe 1 (mineralização extremamente fraca). No mês de novembro, no ponto LA04, e no mês de julho, em todos os pontos de amostragem foram registados valores pertencentes à classe 3 (mineralização fraca).

Segundo a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, proposta pelo INAG, 2004 (anexos; tabela III), os locais de amostragem são classificados como massas de água pertencentes à classe A, isto é, apresentam uma qualidade da água excelente, pois apresentam valores de condutividade inferiores a 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Contudo, devemos ter em atenção, que os valores apresentados nesta tabela são apresentados para uma temperatura de referência de 20°C.

5.1.5 Oxigénio dissolvido

De entre os gases dissolvidos na água, o oxigénio é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998; Mardini & Mardini, 2000), uma vez que é essencial a todas as formas de vida aquática, incluindo os organismos responsáveis pelos processos de depuração em águas naturais (Heller, et al., 2006). Dada a sua reatividade, química e biológica, as interferências que exerce nos organismos aquáticos e as inter-relações que mantém com o conjunto dos processos metabólicos que aí decorrem, a fração dissolvida na água é um fator determinante da sua qualidade e dos processos físicos, químicos e biológicos que nela se desenrolam (Mendes & Oliveira, 2004). Assim, o teor em oxigénio dissolvido é de importância vital para todos os organismos aquáticos, uma vez que dependem deste para a respiração, assim como para a estabilização de materiais orgânicos biodegradáveis pela atividade das bactérias aeróbicas (Cortes *et al.*, 1997).

O oxigénio da água provém essencialmente de duas fontes: por difusão da atmosfera e pela atividade fotossintética das plantas aquáticas (Cortes *et al.*, 1997; Odum E. , 1997; Esteves, 1998)).

A solubilidade do oxigénio na água, como de todos os gases, depende de dois fatores principais: temperatura e pressão (Esteves, 1998). Assim, com a elevação da temperatura e diminuição da pressão, ocorre redução e solubilidade de oxigénio na água (Esteves, 1998), ou seja, a solubilidade do oxigénio decresce conforme a temperatura e a salinidade aumentam (Heller, et al., 2006). As variações de oxigénio dissolvido podem ocorrer sazonalmente ou, mesmo num período de 24 horas, em relação à temperatura e à atividade biológica (respiração e fotossíntese), uma vez que

a respiração biológica, incluindo aquela relacionada com os processos de decomposição, reduz as concentrações de oxigénio dissolvido (Heller, et al., 2006). O teor em oxigénio dissolvido de uma água varia consoante a origem desta e as influências que sofre ao longo do seu percurso, pelo que as águas superficiais não poluídas podem conter quantidades apreciáveis de oxigénio, muitas vezes em condições de sobre-saturação (Ferreira, 2007). O seu teor varia com a temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética de algas e plantas e com a pressão atmosférica (Heller, et al., 2006). Assim, concentrações de oxigénio dissolvido abaixo de 5 mg/L podem afetar adversamente o funcionamento e sobrevivência de comunidades biológicas, sendo que abaixo de 2 mg/L pode levar à morte excessiva de peixes (Heller, et al., 2006).

Deste modo, a determinação das concentrações de oxigénio dissolvido é uma etapa fundamental da verificação da qualidade da água, uma vez que o oxigénio é envolvido, ou influencia, quase todos os processos biológicos e químicos que ocorrem nos corpos de água (Heller, et al., 2006).

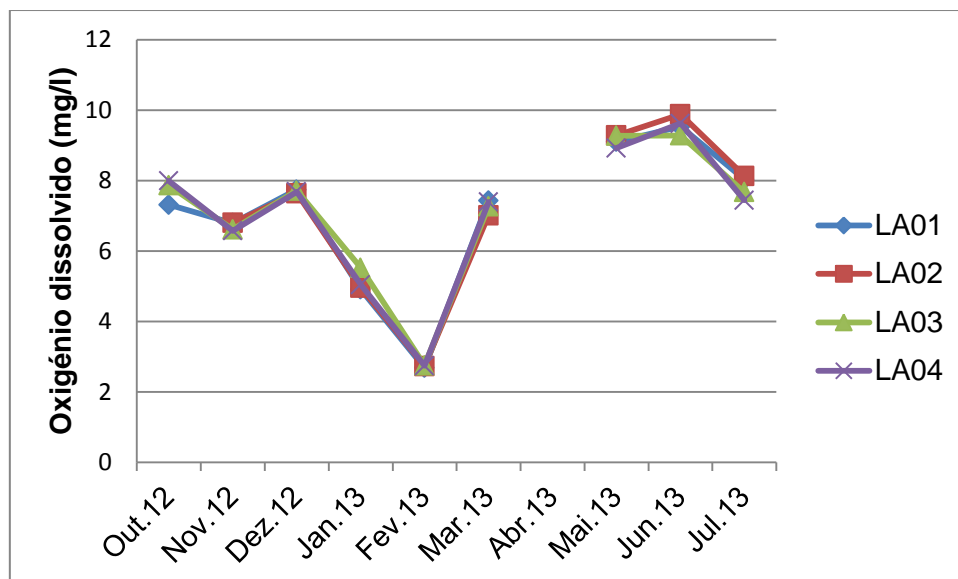


Fig.5.11 - Variação espaço-temporal do oxigénio dissolvido (mg/l).

Através da análise da figura 5.11 é possível verificar que os valores de oxigénio dissolvido sofreram, no conjunto dos locais de amostragem, oscilações idênticas. Em todos os locais de amostragem, ocorreu uma diminuição dos valores deste parâmetro de outubro a novembro e um aumento de novembro a dezembro. De dezembro a fevereiro ocorreu uma diminuição dos valores de oxigénio dissolvido, de fevereiro a junho ocorreu novamente um aumento dos valores e, de junho a julho registou-se uma nova diminuição. Os valores mais elevados de oxigénio dissolvido registaram-se no fim da primavera, início do verão (maio e junho), e os valores mais baixos registaram-

se no inverno (fevereiro), o que não era de esperar. Segundo Clesceri *et al.*, 1999 pode ocorrer um decréscimo no oxigénio dissolvido das águas superficiais quando há um aumento da temperatura das águas (Parron *et al.*, 2011), portanto, eram esperados valores mais elevados de oxigénio dissolvido no inverno, enquanto os valores mais baixos eram esperados no verão. Neste caso, os valores mais baixos ocorreram no inverno, devido, provavelmente, ao lançamento de efluentes de origem doméstica ou industrial ricos em matéria orgânica, o que resulta na maior taxa de respiração de microrganismos e, conseqüentemente na diminuição dos valores de oxigénio dissolvido.

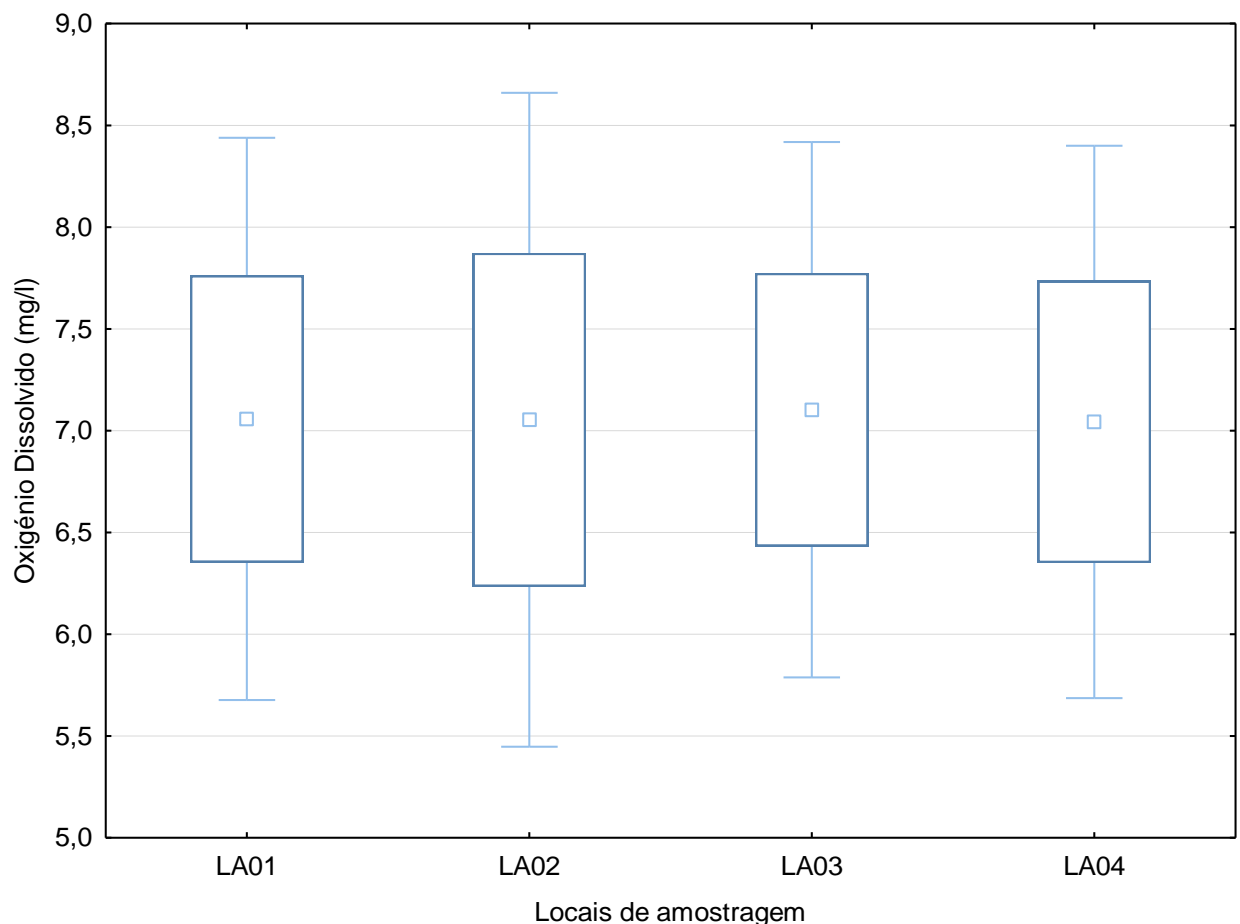


Fig.5.12 - Variação espacial do oxigénio dissolvido (mg/l).

As diferenças entre os locais de amostragem, tendo em conta os valores de oxigénio dissolvido, não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value} = 0,999926$). O valor mais elevado foi registado no mês de janeiro, no local de amostragem LA02 (9,88 mg/l), o que se deveu, provavelmente, ao aumento do caudal do rio. O valor mais baixo foi registado no mês de fevereiro, no local LA01 (2,68 mg/l), o que pode ser explicado pelas elevadas quantidades de matéria orgânica introduzida nos cursos de água, por meio de efluentes domésticos ou industriais aparentemente não tratados ou sujeitos a

níveis de tratamento pouco eficientes, causando um aumento da população de microrganismos.

Os valores obtidos na maioria dos locais amostrados encontram-se dentro dos limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte. Apenas em janeiro e fevereiro, nos locais LA01 e LA02, e em fevereiro nos locais LA03 e LA04 os valores obtidos não se encontravam dentro destes limites (anexos; tabela IV).

5.1.6 Azoto

O azoto é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, devido, principalmente, à sua participação na formação de proteínas (Esteves, 1998). Este elemento é um dos principais nutrientes que, juntamente com o fósforo, podem causar a eutrofização dos ecossistemas aquáticos, e consequentemente o crescimento acelerado de algas e plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade da água em causa (Dokulil, et al., 2011). As principais fontes de azoto são: (a) precipitação, (b) fixação de azoto na água e nos sedimentos, (c) decomposição de matéria orgânica em meio aeróbio e (d) entradas provenientes da drenagem superficial e subterrânea (Wetzel, 1993; Cortes *et al.*, 1997; Esteves, 1998).

O azoto pode apresentar-se no meio aquático sob várias formas: azoto molecular dissolvido (N_2); azoto amoniacal (NH_4^+ ou NH_3); nitritos (NO_2^-); nitratos (NO_3^-) e azoto orgânico, constituído essencialmente por aminoácidos, nitrosaminas, nucleótidos, proteínas, compostos húmicos, péptidos, entre outros (Cortes *et al.*, 1997). Em caso de poluição mais remota, os nitratos e nitritos apresentam concentrações maiores, sendo estas formas menos tóxicas que o azoto amoniacal (Branco, 2008). De entre as diferentes formas, o nitrato, juntamente com o ião amónio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de azoto para os produtores primários (Esteves, 1998).

5.1.6.1 Nitratos

O nitrato é uma das formas mais oxidada de azoto e, constitui, juntamente com os ortofosfatos, os compostos mais importantes para o crescimento de macrófitos aquáticos e algas (Nisbet & Verneaux, 1970; Cortes *et al.*, 1997).

O ião nitrato ocorre cummente em águas naturais provenientes de rochas ígneas, de áreas de drenagem e da decomposição da matéria orgânica, contudo, a sua concentração pode ser aumentada através de despejos industriais e esgotos

domésticos, ou ainda através do uso de fertilizantes a partir de nitrato inorgânico (Heller, et al., 2006).

Os nitratos participam nos fenómenos de eutrofização e, em períodos de baixa oxigenação, podem desempenhar o papel de dadores de oxigénio, evitando a anaerobiose (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009).

Em águas naturais não poluídas, a taxa de nitratos varia de acordo com a estação do ano e a origem da água, podendo variar de 1 a 15 mg/L, sendo que uma concentração de 2 a 3 mg/L é bastante normal (Nisbet & Verneaux, 1970).

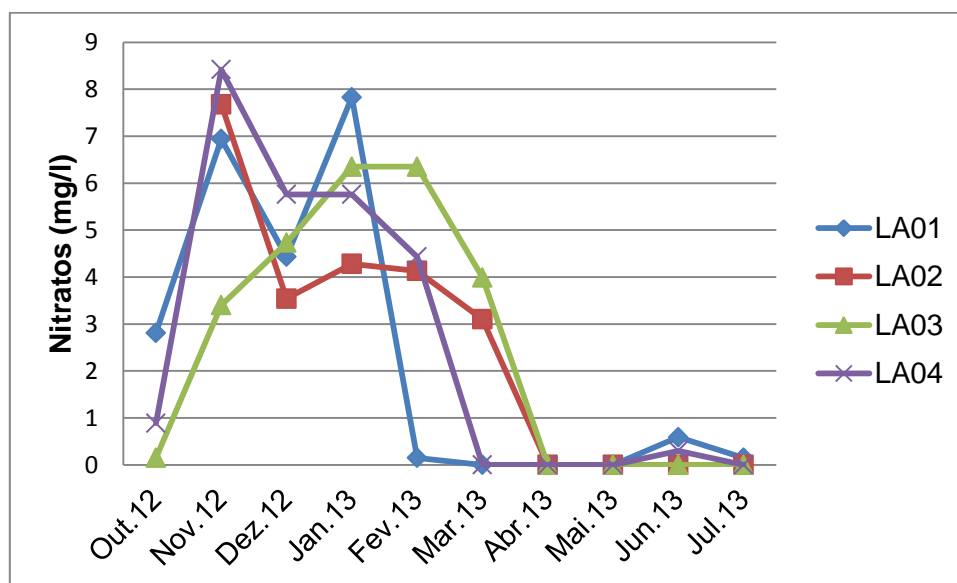


Fig.5.13 - Variação espaço-temporal do valor de nitratos (mg/l).

Pela análise da figura 5.13 relativa aos valores de nitratos é possível verificar que, no conjunto dos pontos de amostragem, registou-se um aumento dos teores de nitratos de outubro a novembro, e uma diminuição de novembro a dezembro. De dezembro a janeiro registou-se um aumento dos valores de nitratos, excepto no ponto de amostragem LA04, cujo valor se manteve constante. Entre janeiro e fevereiro registou-se uma diminuição dos teores de nitratos, com excepção para o ponto de amostragem LA03, cujo valor se manteve constante. Nos pontos de amostragem LA01 e LA04, entre março e maio não se registou a presença de nitratos, entre maio e junho ocorreu um aumento dos teores de nitratos e uma diminuição entre junho e julho, sendo que no ponto de amostragem LA04, não se registou a presença de nitratos no mês de julho. Nos pontos de amostragem LA02 e LA03 registou-se um decréscimo dos teores de nitratos entre fevereiro e julho, sendo que entre abril e julho não se registou a presença de nitratos na água. Os valores mais elevados de nitratos registaram-se no outono e inverno (novembro, dezembro e janeiro), com oscilações entre os 3,54 mg/l e os 8,42 mg/l, e os valores mais baixos registaram-se na primavera, oscilando entre os

0,00 mg/l e os 3,99 mg/l. As concentrações mais elevadas de nitratos podem estar associadas a zonas agrícolas adjacentes, o que faz com os fertilizantes utilizados nas atividades agrícolas sejam conduzidos para o rio através de processos de lixiviação. Os efluentes domésticos e industriais não tratados ou sujeitos a níveis de tratamento muito baixos contribuem, igualmente, para a contaminação das águas subterrâneas e superficiais.

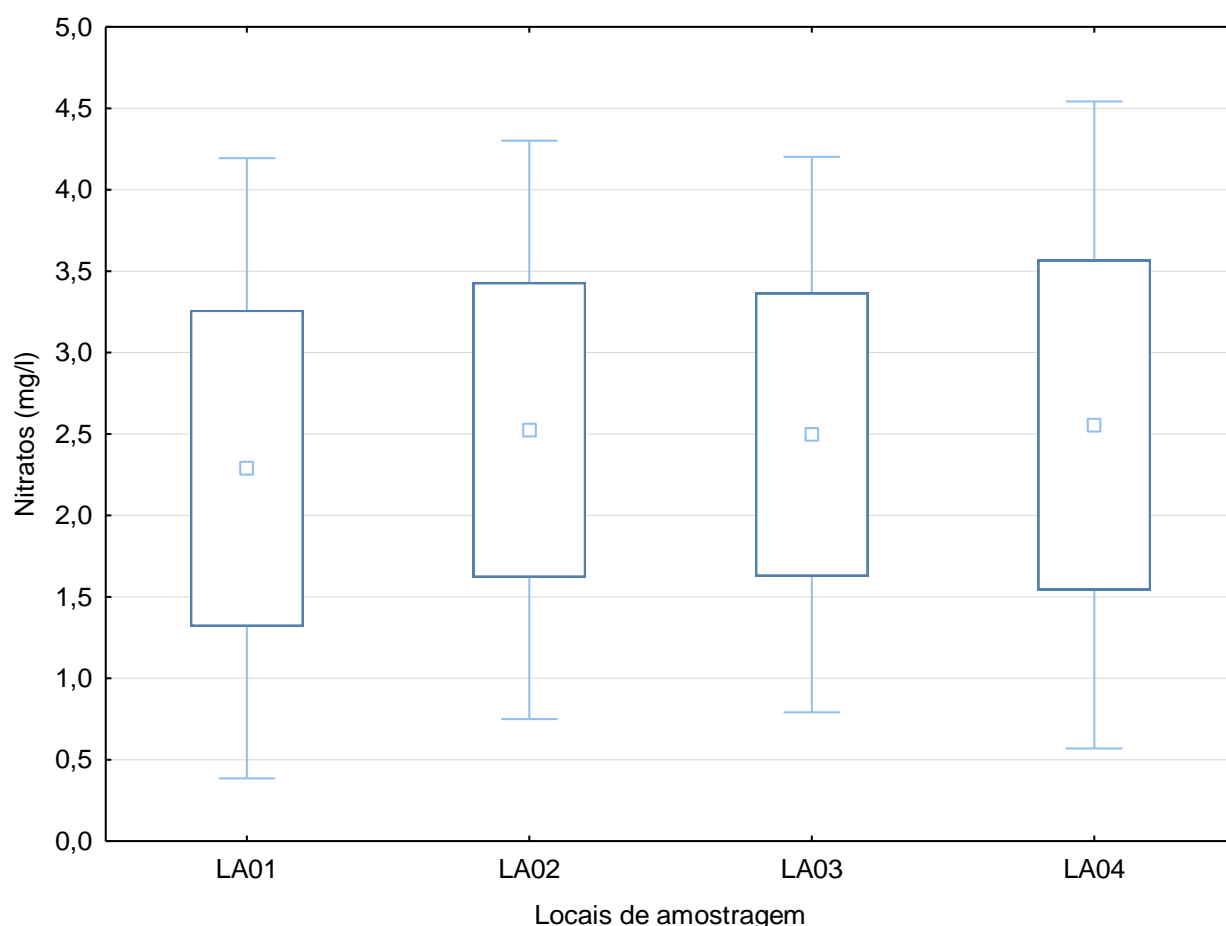


Fig.5.14 - Variação espacial dos teores de nitratos (mg/l).

As diferenças encontradas entre os locais de amostragem não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value}=0,997042$). O valor mais elevado de nitratos foi registado no mês de novembro, no ponto de amostragem LA04 (8,42 mg/l), tendo o valor mais baixo (0,00 mg/l) sido registado no mês de março nos pontos de amostragem LA01 e LA04, nos meses de abril e maio em todos os pontos de amostragem, e no mês de junho nos pontos LA02 e LA03 em julho nos pontos de amostragem LA02, LA03 e LA04.

De acordo com a tabela de classificação da qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, definida pelo Decreto-lei n.º

236/98 de 1 de Agosto, os valores registados nos locais de amostragem encontram-se dentro do valor máximo recomendado (25 mg/l) e do valor máximo admissível (50 mg/l) (anexos; tabela II).

Segundo a tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004) (anexos; tabela III), os teores de nitratos nos locais amostrados encontram-se compreendidos na gama de valores encontrados num curso de água com qualidade excelente (classe A), com excepção dos locais LA01 em novembro, LA03 em janeiro e fevereiro, e o local LA04 em novembro, dezembro e janeiro, cujos valores registados encontravam-se compreendidos na gama de valores correspondente a cursos de água com qualidade boa (classe B).

Em relação aos limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte, verifica-se que todos os valores registados nos locais amostrados encontram-se dentro dos limites estabelecidos (anexos; tabela IV).

5.1.6.2 Nitritos

O nitrito é um composto intermediário do processo de nitrificação, durante o qual a amónia é oxidada a nitrito, e logo após a nitrato, isto é, provém quer da oxidação bacteriana do amoníaco, quer da redução dos nitratos (Cortes *et al.*, 1997; Mardini & Mardini, 2000).

Tal como os nitratos, os nitritos podem estimular o crescimento planctónico, mas são sempre mais tóxicos para a fauna aquática, especialmente para a comunidade piscícola (Cortes *et al.*, 1997).

Geralmente o ião nitrito encontra-se em concentrações muito reduzidas (aproximadamente 0,001 mg/L), contudo a ausência deste nutriente não significa, necessariamente, que a água esteja livre de poluição (Nisbet & Verneaux, 1970; Cortes *et al.*, 1997; Heller & Pádua, 2006).

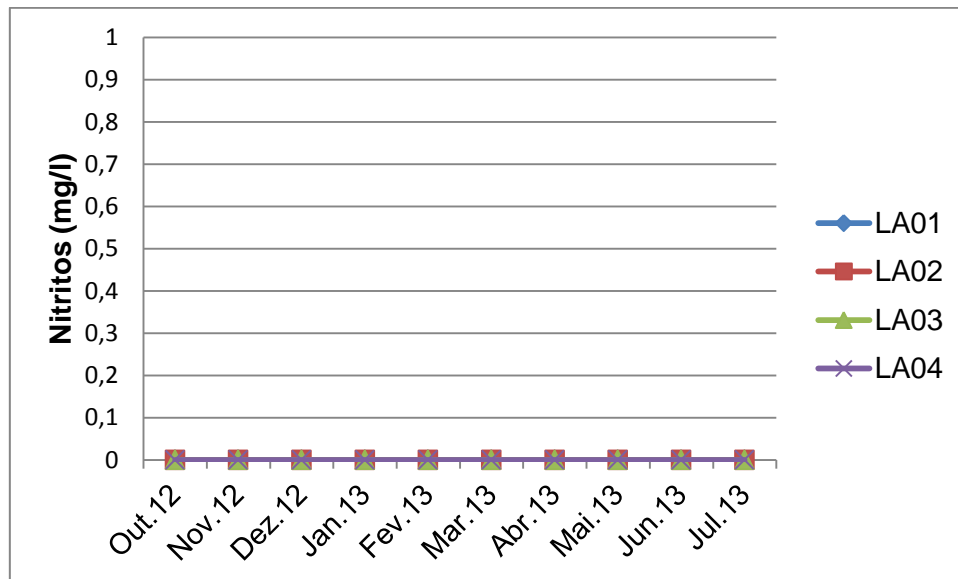


Fig.5.15 - Variação espácio-temporal dos nitritos (mg/l).

Pela análise da figura 5.15 é possível verificar que, no conjunto dos pontos de amostragem, não foi registada a presença de nitritos, o que de acordo com Nisbet e Verneaux (1970), significa que o rio tâmega apresenta uma autodepuração activa.

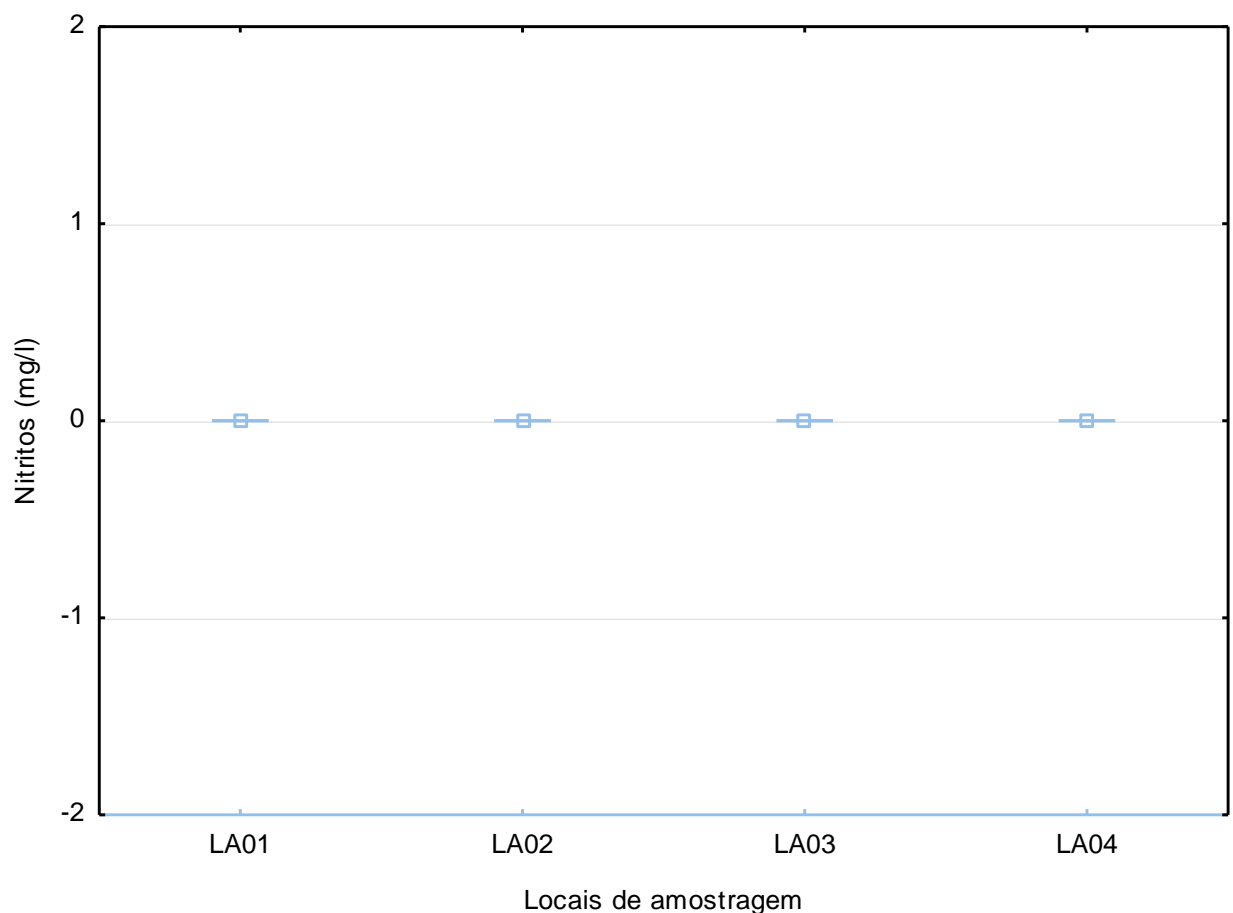


Fig.5.16 - Variação espacial do teor de nitritos (mg/l).

5.1.6.3 Azoto amoniacal

O azoto amoniacal pode aparecer na água na forma iónica (ião amónio, NH_4^+), ou na forma não ionizada (amoníaco, NH_3), contudo, apenas existe em águas ricas em matéria orgânica em decomposição, quando o teor de oxigénio é insuficiente para garantir a sua transformação (Nisbet & Verneaux, 1970). Estes compostos de azoto que normalmente existem na água provêm de processos degradativos de origem natural ou provenientes das atividades humanas, tais como a descarga de águas residuais, domésticas ou industriais e da utilização de fertilizantes azotados nos solos (Mendes & Oliveira, 2004). Desta forma, o azoto amoniacal apresenta concentrações elevadas em locais próximos a efluentes urbanos, sendo por isso considerado um bom indicador de contaminação orgânica recente (Branco, 2008).

A análise deste composto merece uma especial atenção por apresentar uma elevada toxicidade para a vida aquática, mesmo quando em baixas concentrações (Cortes *et al.*, 1997).

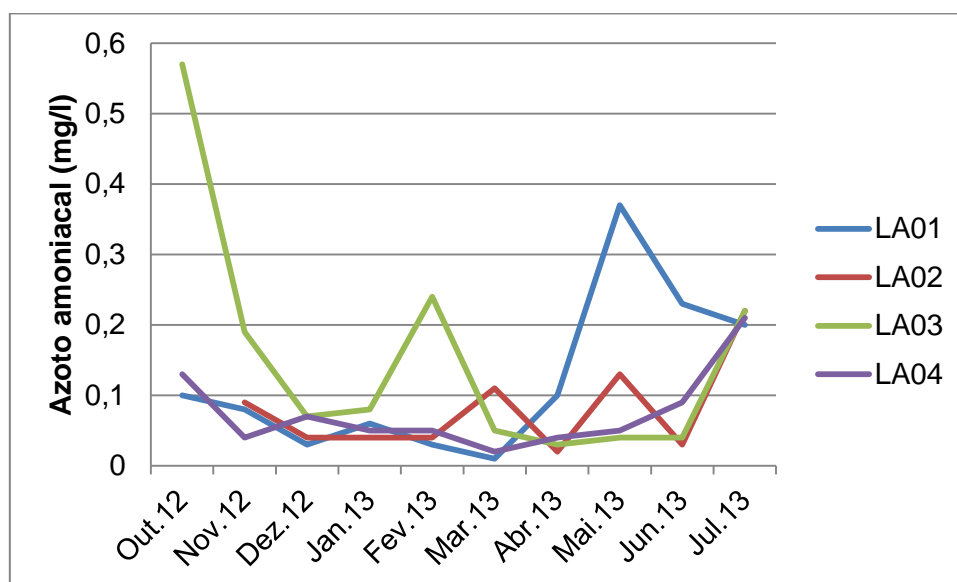


Fig.5.17 - Variação espaço-temporal do azoto amoniacal (mg/l).

Pela análise da figura 5.17 é possível verificar que ocorreram bastantes flutuações nos teores de azoto amoniacal. Os valores deste parâmetro sofreram um decréscimo de outubro a dezembro em todos os locais de amostragem, com exceção do local LA04, cujo decréscimo só se verificou até novembro. Entre dezembro e janeiro registou-se um aumento dos valores deste parâmetro nos pontos LA01 e LA03. No ponto LA01 registou-se uma diminuição dos valores de amónia entre janeiro e março, seguido de um aumento entre março e maio. Apartir daqui, os valores de azoto amoniacal voltaram a diminuir. No ponto LA03 registou-se um aumento dos valores de janeiro a fevereiro, seguido de um decréscimo até abril. De abril a julho os valores voltaram a

aumentar, tendo-se mantido constantes entre maio e junho. No local LA02 verificou-se que os valores de azoto amoniacal se mantiveram constantes entre dezembro e fevereiro, tendo sofrido um aumento até março. De março a abril registou-se uma diminuição dos teores de azoto amoniacal, seguido de um aumento dos mesmos teores até maio e uma nova diminuição entre maio e junho. De junho a julho os teores voltaram a aumentar. No local LA04 registou-se um aumento dos valores de azoto amoniacal de novembro para dezembro, seguida de uma diminuição até março, e um aumento entre março e julho.

Destacam-se picos elevados de valores de amónia no ponto LA01, durante o mês de maio, e no ponto LA03, no mês de outubro e fevereiro. Estes picos podem ser resultantes de uma diminuição do caudal, ou podem estar relacionados com as descargas de efluentes urbanos e/ou industriais, uma vez que, aliados aos baixos caudais, os efluentes não terão sofrido o efeito de diluição que anulasse a concentração de amónia.

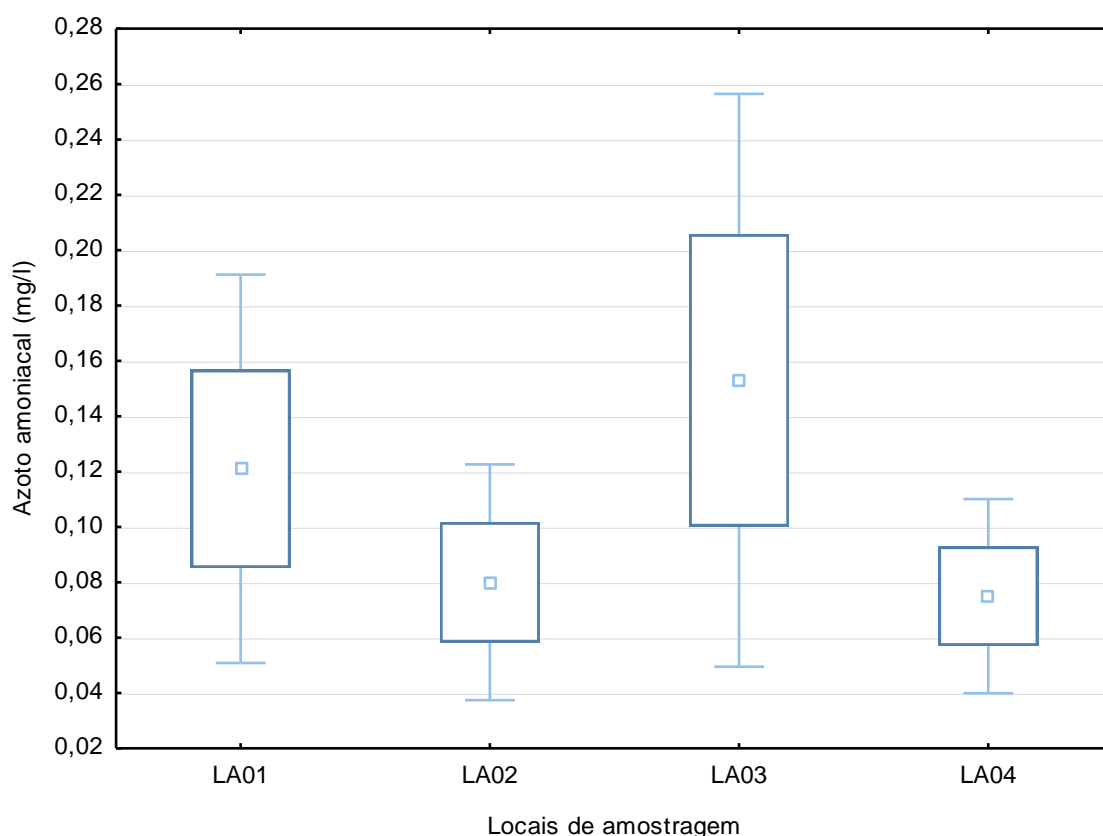


Fig.5.18 - Variação espacial dos teores do azoto amoniacal (mg/l).

Entre os locais amostragem não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas ($p\text{-value}=0,368260$). O valor mais elevado de azoto amoniacal foi encontrado no local LA01, no mês de maio, sendo o valor mais baixo encontrado neste

mesmo local, no mês de março. A análise espacial dos teores de azoto amoniacal parece traduzir uma diminuição do local LA01 para o local LA02, um aumento do local LA02 para o local LA03 e uma nova diminuição do local LA03 para o local LA04.

Tendo em conta a tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos definida pelo INAG (2004), a maioria dos locais de amostragem encontram-se na gama de valores encontrados num curso de água com qualidade excelente (classe A), com excepção do local LA03, no mês de outubro, que apresenta uma qualidade boa (classe B) (anexos; tabela III).

De acordo com os limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte, definido pelo INAG (2009), os valores obtidos em todos os locais de amostragem encontram-se dentro desses limites (anexos; tabela IV).

5.1.7 Compostos fosfatados

A importância do fósforo nos sistemas biológicos é muito conhecida devido à sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como o armazenamento de energia e a estruturação da membrana celular (Esteves, 1998). Em comparação com outros macronutrientes necessários aos biota, o fósforo é o menos abundante de todos e por essa razão é frequentemente o primeiro elemento a limitar a produtividade primária (Wetzel, 1993), tendo sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial dos ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998). Desta forma, a determinação dos fosfatos permite avaliar a poluição urbana, bem como estimar o grau de trofia de um curso de água (Nisbet & Verneaux, 1970).

O fósforo encontra-se nas águas na forma inorgânica ou orgânica, dissolvido ou em suspensão (particulado) (Cortes *et al.*, 1997). Do ponto de vista limnológico, todas as formas de fosfato são importantes, no entanto, o ortofosfato assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (Esteves, 1998). Este elemento pode provir do intemperismo das rochas, como a apatita, dos esgotos domésticos e industriais, do material particulado de origem industrial contido na atmosfera, dos detergentes e dos fertilizantes e inseticidas utilizados na atividade agrícola (Esteves, 1998).

Na água, os ortofosfatos podem estar sob a forma de diferentes espécies iónicas em função do pH do meio. Em águas continentais a faixa de pH mais frequente situa-se entre 5 e 8, sendo as espécies iónicas mais abundantes o H_2PO_4 e HPO_4^{2-} (Esteves, 1998).

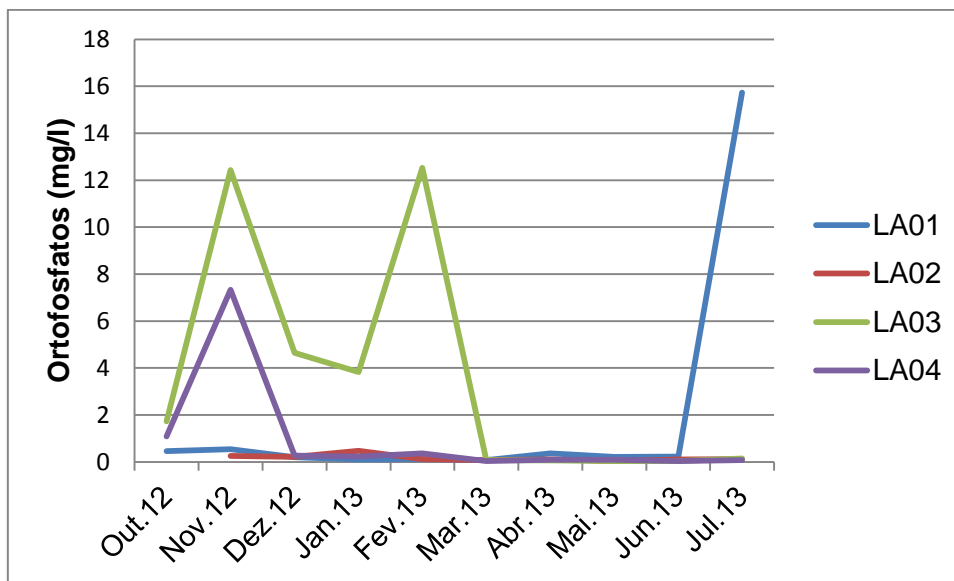


Fig.5.19 - Variação espaço-temporal dos ortofosfatos (mg/l).

Pela análise da figura 5.19 é possível verificar que os valores registados sugerem a existência de um padrão nítido de variação temporal, contudo, nos pontos LA01 e LA02, essa variação não é tão evidente. Nos pontos LA03 e LA04 verifica-se uma oscilação mais evidente do que nos pontos LA01 e LA02, devido possivelmente, às descargas de efluentes domésticos e/ou industriais, contendo fosfatos orgânicos e detergentes sintéticos, indevidamente lançados no rio Tâmega entre o ponto de amostragem LA02 e LA03, e às descargas de efluentes da ETAR de Mondim de Basto, que se situa a montante do ponto LA04. Estas variações podem, ainda, ser induzidas pelas águas de escoamento superficial.

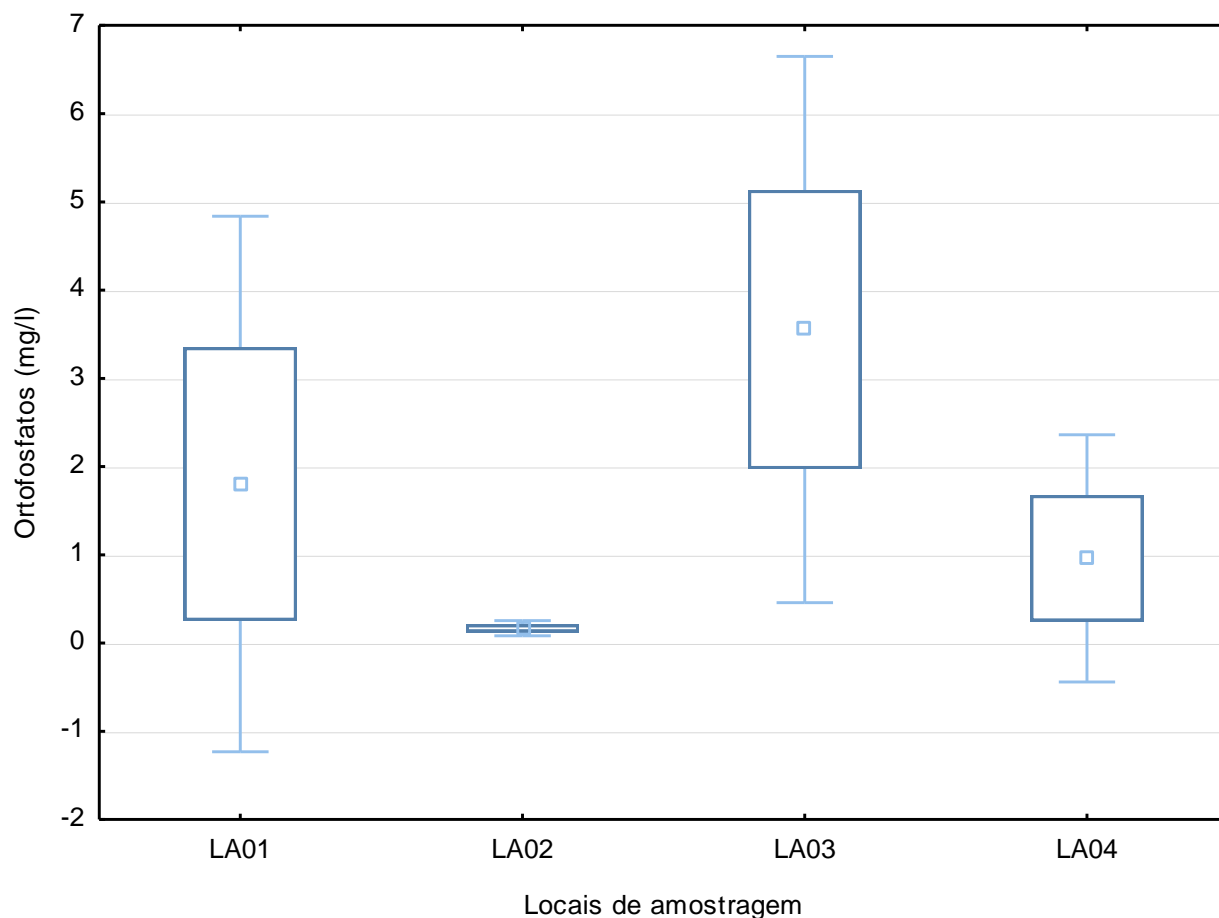


Fig.5.20 - Variação espacial dos ortofosfatos (mg/l).

As diferenças encontradas entre os locais de amostragem, tendo em conta os teores de ortofosfatos, não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value}=0,24152$). O valor de ortofosfatos mais elevado foi registado no mês de Julho, no local de amostragem LA01 (15,73 mg/l), enquanto o valor mais baixo foi registado no local LA04, nos meses de março e Junho (0,03 mg/l). O aumento da concentração de ortofosfatos verificada no mês de julho no local LA01 pode ser explicado pelas escorrências dos terrenos agrícolas localizados na margem do rio Tâmega.

Pela análise espacial da figura 5.21 verifica-se uma diminuição dos teores de ortofosfatos do local LA01 para o local LA02, um aumento do local LA02 para o local LA03 e uma nova diminuição do local LA03 para o local LA04.

De acordo com a classificação de Nisbet & Verneaux (1970) segundo o teor de ortofosfatos, os valores obtidos na maioria dos locais de amostragem encontram-se na classe 1 (águas muito pouco produtivas), com excepção dos locais LA01 e LA03, nos meses de Julho e Novembro, respectivamente, que obtiveram valores que se encontravam na classe 2 (águas pouco produtivas) (anexos; tabela IX).

5.1.8 Carência Bioquímica de Oxigénio

A carência bioquímica de oxigénio é definida como a quantidade de oxigénio necessária para oxidar a matéria orgânica degradada pela ação de bactérias, sob condições aeróbicas controladas (período de cinco dias a 20° C) (Rocha *et al.*, 2009), isto é, expressa a quantidade de oxigénio consumida durante a degradação da matéria orgânica por microorganismos (Rosa *et al.*, 2012).

Teoricamente a carência bioquímica de oxigénio é proporcional ao teor de matéria orgânica biodegradável e, em certa medida, à quantidade de organismos vivos que asseguram a depuração natural da água (auto-depuração) (Nisbet & Verneaux, 1970). Em cursos de água não poluídos a CBO₅ é geralmente inferior a 3mg/L (AGRI-PRO AMBIENTE, 2009). De acordo com Fontoura (1989), a poluição começa a fazer sentir os seus efeitos com alguma gravidade para valores superiores a 9 mg/l (Rodrigues. C.M.M, 2010).

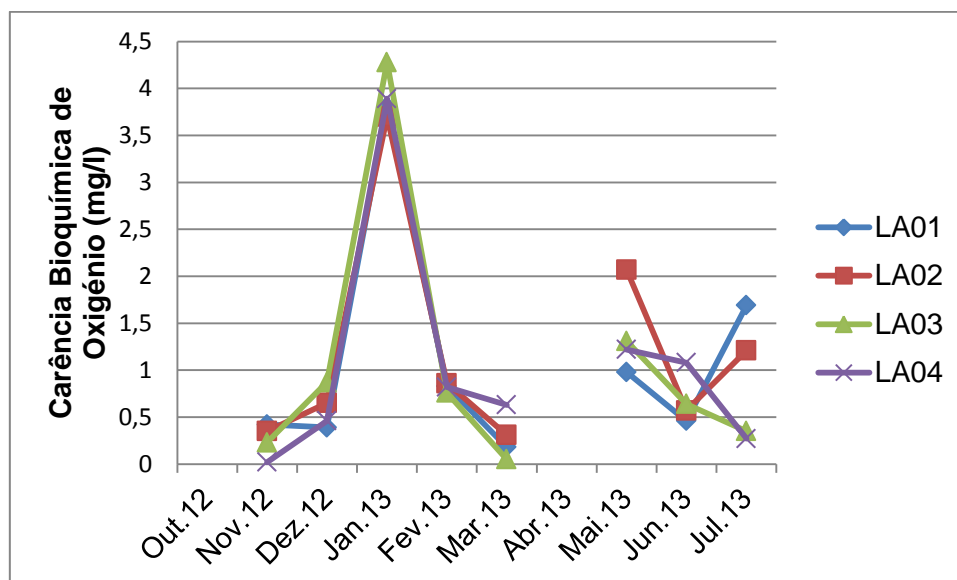


Fig.5.21 - Variação espaço-temporal da carência bioquímica de oxigénio (mg/l).

Através da análise da figura 5.21 é possível verificar que, nos pontos de amostragem LA03 e LA04, entre novembro e janeiro ocorreu um aumento nos valores de CBO₅, seguida de um decréscimo até março. Em maio, os valores de CBO₅, voltaram a sofrer um aumento, contudo de maio a julho sofreram um novo decréscimo. No ponto de amostragem LA01 registou-se um decréscimo dos valores de CBO₅, seguido de um aumento entre dezembro e janeiro. No ponto de amostragem LA02 registou-se um aumento dos valores de CBO₅, até janeiro. Entre janeiro e março, nos pontos de amostragem LA01 e LA02 ocorreu um decréscimo dos valores de CBO₅, seguido de um aumento no mês de maio. Entre maio e junho e junho e julho, para ambos os pontos, ocorreu um decréscimo e um aumento dos valores de CBO₅, respetivamente.

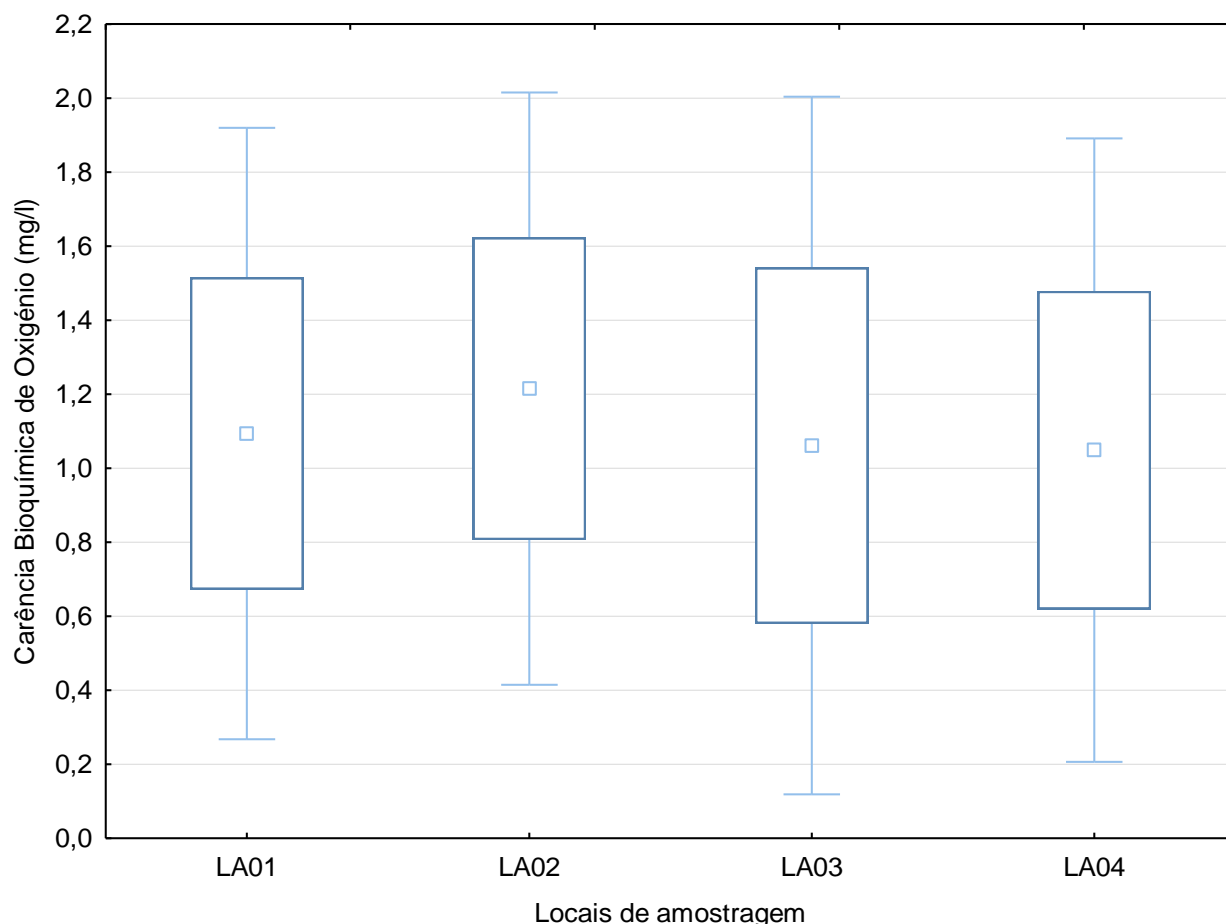


Fig.5.22 - Variação espacial da carência bioquímica de oxigénio (mg/l).

As diferenças encontradas entre os locais de amostragem, tendo em conta a carência bioquímica de oxigénio não foram estatisticamente significativas ($p\text{-value}=0,992722$). O valor mais alto de CBO_5 foi registado no ponto LA03, no mês de janeiro (4,28 mg/l), enquanto o valor mais baixo foi registado no local LA04, no mês de Novembro.

A análise da variação espacial da figura 5.23 sugere um aumento dos teores de CBO_5 do ponto LA01 para o ponto LA02 e uma diminuição dos teores de CBO_5 do ponto LA02 para os pontos LA03 e LA04. Isto significa que, do ponto LA01 para o ponto LA02 o rio não teve capacidade de diluição, contudo a partir do local LA02 já se verificou uma diminuição da matéria orgânica em decomposição.

De acordo com a tabela de classificação do anexos do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, relativo à qualidade das águas superficiais destinadas à produção de água para consumo humano da classe A1, todos os valores obtidos, com excepção no mês de janeiro, apresentavam valores dentro do valor máximo recomendado (3 mg/l) (anexos; tabela II).

Segundo a tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, normalizada pelo INAG (2004)

(anexos; tabela III), os valores de CBO_5 dos pontos amostrados, de maneira geral, encontram-se dentro dos limites das águas da classe A, isto é, apresentam uma qualidade excelente. No mês de janeiro, todos os pontos de amostragem apresentavam valores superiores, pertencendo à classe B, ou seja, água com boa qualidade.

A tabela de classificação de Nisbet & Verneaux (1970) (anexos; tabela X), indica que a maioria dos locais de amostragem encontram-se inseridos na classe 1 (normal), pois apresentam valores de CBO_5 inferiores a 1 mg/l. No entanto, no local LA01, em julho, no local LA02, em maio e julho, e no local LA04, em maio e junho, os valores obtidos encontravam-se na classe 2 (aceitável). Em todos os locais de amostragem, no mês de janeiro, os valores obtidos encontravam-se na classe 3 (duvidosa).

5.2 Análise estatística dos parâmetros físico-químicos

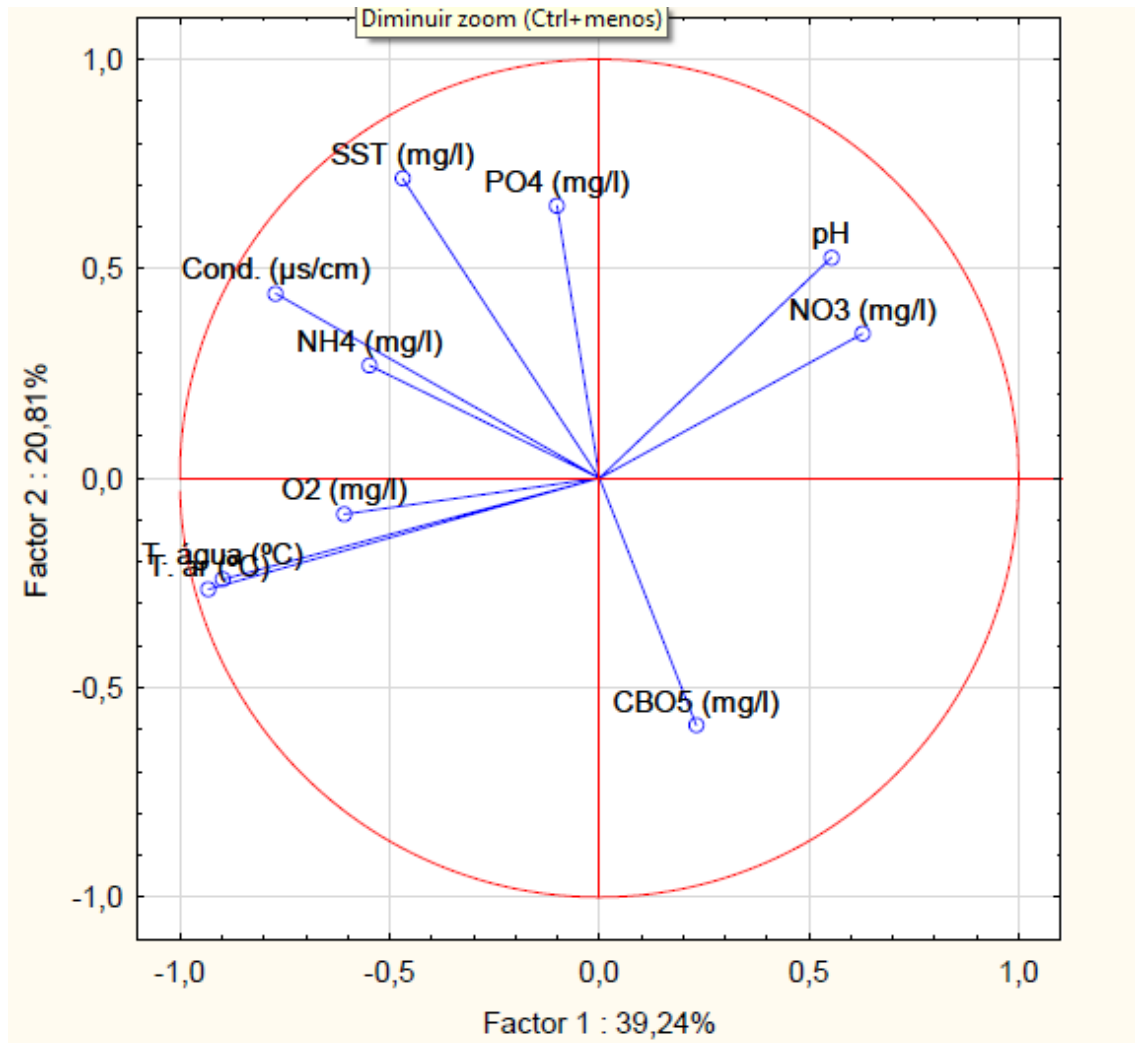


Fig.5.23 - Representação das correlações dos vários parâmetros físico-químicos.

Pela análise da figura 5.23 verificar-se que foi possível reduzir a informação contida em dez variáveis para duas, mantendo 60.05% da informação contida nas dez variáveis originais. Este gráfico mostra também que existem dois gradientes, o mais forte (associado ao eixo dos xx) mostra que a temperatura (da água e do ar) e o oxigénio variam da mesma forma entre si, variando de forma inversa com o pH e os nitratos, e o segundo gradiente (associado ao eixo dos yy), mostra que o CBO varia de forma inversa com os fosfatos, a condutividade, a amónia e os SST. Pode-se ainda realçar que existe uma relação positiva entre o oxigénio e a temperatura, provavelmente devido à fotossíntese.

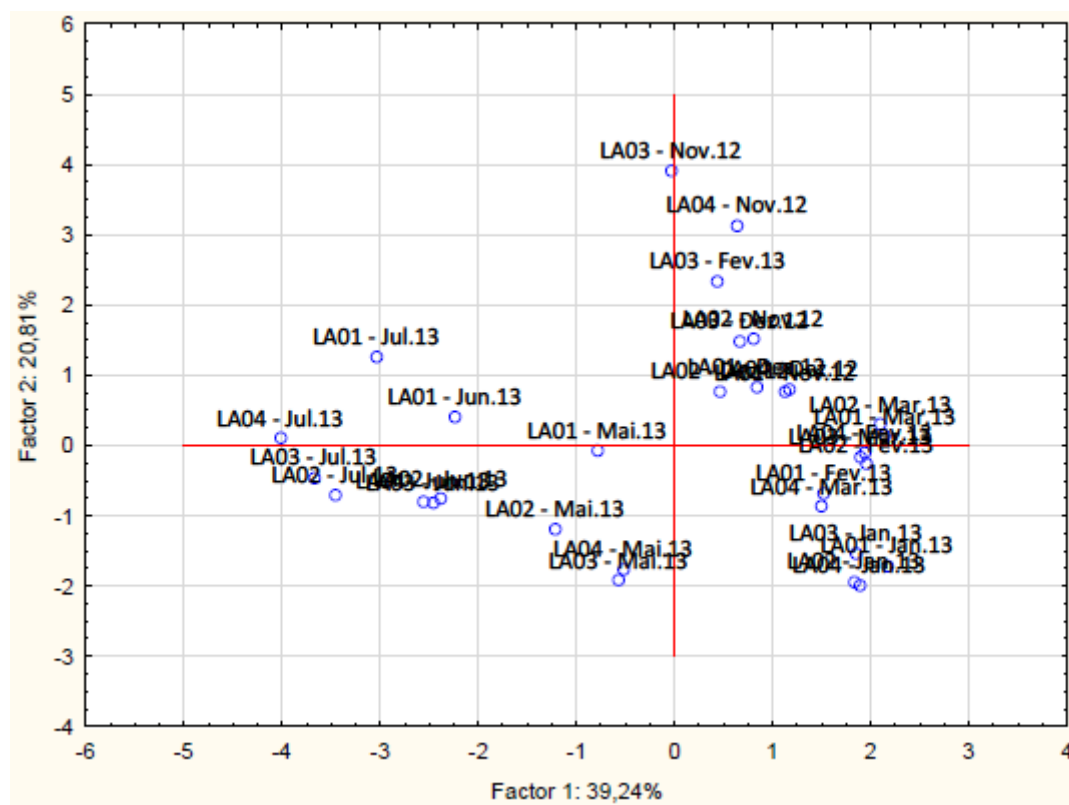


Fig.5.24 - Representação da correlação dos locais amostrados.

Através da análise da figura 5.24, verifica-se a existência de dois grupos principais de locais e um grupo de transição. O grupo maior corresponde aos meses mais frios (Novembro, Dezembro, Janeiro, Fevereiro e Março), e o segundo grupo corresponde aos meses mais quentes (Maio, Junho e Julho). O grupo de transição corresponde aos meses mais quentes para o ponto LA01. Deste modo é possível concluir que a variação temporal dos vários parâmetros é muito mais relevante do que a variação espacial, sendo o ponto LA01 o que apresenta menos diferenças ao longo do ano.

5.3 Comunidade de Fitobentos – Diatomáceas

5.3.1 Composição taxonómica

Neste trabalho foram analisadas um total de 4 amostras pertencentes ao local LA01 para o estudo das comunidades de diatomáceas perifíticas. Foram identificados 36 *taxa* distribuídos por 22 géneros, como se pode observar na tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Lista de géneros observados com indicação do número de indivíduos observados e percentagem representativa no total das amostras.

Género	Total de indivíduos observados	Abundância relativa (%)
Achnanthes	1	0,09
Anomoeoneis	21	1,81
Ceratoneis	43	3,70
Cocconeis	3	0,26
Cymatopleura	10	0,86
Cymbella	211	18,16
Denticula	4	0,34
Diatoma	84	7,23
Ephitemia	42	3,61
Eunotia	17	1,46
Fragilaria	77	6,63
Frustulia	69	5,94
Gomphonema	44	3,79
Hantzschia	13	1,12
Melosira	20	1,72
Navicula	183	15,75
Nitzschia	133	11,45
Rhoicosphenia	1	0,09
Stauroneis	33	2,84
Surirella	104	8,95
Synedra	47	4,04
Tabellaria	2	0,17
Total	1162	100,00

Os géneros *Cymbella*, *Navicula* e *Nitzschia*, cada um apresentando 3 *taxa* foram os mais representados, contribuindo, respectivamente, com 18,16%; 15,75% e 11,45%.

Estes géneros possuem um nível alto de tolerância à poluição, caracterizando o género *Cymbella* condições α -mesossapróbicas (águas fortemente poluídas), e os géneros *Navicula* e *Nitzschia* condições α -polissapróbicas (águas muito fortemente poluídas) (Lobo *et al.*, 2002).

Seguem-se os géneros *Diatoma* e *Fragilaria* também com 3 taxa, apresentando uma abundância relativa de, respectivamente, 7,23% e 6,63%. Os géneros *Surirella*, *Gomphonema* *Ephitemia* e *Melosira* com 2 taxa cada, apresentaram um número relativamente elevado de taxa, correspondendo respectivamente a 8,95%; 3,79%; 3,61% e 1,72%. Os restantes géneros, tais como, *Frustulia*, *Synedra*, *Ceratoneis*, *Stauroneis*, *Anomoeoneis*, *Eunotia*, *Hantzschia*, *Cymatopleura*, *Denticula*, *Cocconeis*, *Tabellaria*, *Achnanthes* e *Rhoiscosphenia*, contribuíram ainda com, respectivamente, 5,94%; 4,04%; 3,70%; 2,84%; 1,81%; 1,46; 1,12%; 0,86%; 0,34%; 0,26%; 0,17%, 0,09%; e 0,09%; do total de valvas observadas (anexos; tabela XI).

Tabela 5.2 - Lista de espécies observadas com indicação do número de indivíduos observados e percentagem representativa no total das amostras.

Taxa (espécies)	Total de indivíduos observados	Abundância relativa (%)
<i>Achnanthes clevei</i>	1	0,09
<i>Anomoeoneis sphaerophoria</i>	21	1,81
<i>Ceratoneis</i>	43	3,70
<i>Cocconeis placentula</i>	3	0,26
<i>Cymatopleura elliptica</i>	10	0,86
<i>Cymbella helvética</i>	73	6,28
<i>Cymbella prostata</i>	96	8,26
<i>Cymbella ventricosa</i>	42	3,61
<i>Denticula tenuis</i>	4	0,34
<i>Diatoma elongatum</i>	52	4,48
<i>Diatoma hiemala</i>	4	0,34
<i>Diatoma vulgare</i>	28	2,41
<i>Ephitemia argus</i>	4	0,34
<i>Ephitemia sorex</i>	38	3,27
<i>Eunotia arcus</i>	17	1,46
<i>Fragilaria capucina</i>	16	1,38
<i>Fragilaria construens</i>	1	0,09
<i>Fragilaria crotonensis</i>	60	5,16

Tabela 5.2 (Continuação)

<i>Frustulia rhomboides</i>	69	5,94
<i>Gomphonema angustatum</i>	16	1,38
<i>Gomphonema constrictum</i>	28	2,41
<i>Hantzschia amphioxys</i>	13	1,12
<i>Melosira granulata</i>	4	0,34
<i>Melosira varlans</i>	16	1,38
<i>Navicula cryptocephala</i>	102	8,78
<i>Navicula puputa</i>	32	2,75
<i>Navicula radiosa</i>	49	4,22
<i>Nitzschia angustata</i>	15	1,29
<i>Nitzschia linearis</i>	55	4,73
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	63	5,42
<i>Rhoicosphenia curvata</i>	1	0,09
<i>Stauroneis anceps</i>	33	2,84
<i>Surirella angustata</i>	20	1,72
<i>Surirella robusta splendida</i>	84	7,23
<i>Synedra ulna</i>	47	4,04
<i>Tabellaria flocculosa</i>	2	0,17
Total	1162	100,00

Pela análise da tabela 5.2 é possível verificar que as espécies *Navicula cryptocephala*, *Cymbella próstata* e *Surirella robusta splendida* foram as espécies dominantes em termos de abundância relativa, com respetivamente 8,78%; 8,26% e 7,23%. As espécies *Cymbella helvética*, *Frustulia rhomboides*, *Nitzschia sigmoidea* e *Fragilaria crotonensis* também apresentaram uma abundância relativa elevada, correspondentes a 6,28%; 5,945%; 5,42% e 5,16%. As espécies *Achananthes clevei*, *Fragilaria contruens* e *Rhoicosphenia curvata* foram as menos dominantes, apresentando uma abundância de 0,09%.

5.3.2 Índices de diversidade

Na tabela 5.3 apresentam-se os resultados obtidos para os dois índices descritores das comunidades de diatomáceas, nomeadamente o Índice de Shannon-Wiener e o Índice de Equitabilidade de Pielou.

Tabela 5.3 – Valores dos Índices de Shannon-Wiener e de Equitabilidade de Pielou.

	Índice de Shannon-Wiener (H')	Índice de Equitabilidade de Pielou (E)
LAO1	3,19	0,89

O valor do Índice de Shannon-Wiener e do Índice de Equitabilidade de Pielou é de, respectivamente, 3,19 e 0,89, o que indica uma alta distribuição entre as espécies encontradas. Deste modo, verifica-se uma alta diversidade no ponto amostrado.

CONCLUSÃO

6. CONCLUSÃO

A elaboração deste trabalho permitiu obter algumas conclusões no que diz respeito à qualidade ecológica do rio Tâmega nos concelhos de Mondim de Basto e Celorico de Basto.

Do ponto de vista da qualidade físico-química da água, os quatro pontos amostrados ao longo do rio Tâmega não demonstraram influência de impactos negativos na qualidade da água, embora tenham sido detectadas algumas variações em determinados parâmetros físico-químicos.

A análise dos componentes principais mostra-se uma ferramenta estatística muito importante, uma vez que se mostrou adequada para estudar a composição físico-química da água, possibilitando uma investigação conjunta das variáveis consideradas.

De uma forma geral, os valores obtidos correspondem a uma água de qualidade, sem poluição orgânica apreciável, nem problemas de entradas de nutrientes, que coloquem o risco de ocorrência de situações de eutrofização da água.

A análise da comunidade de diatomáceas, incluindo a avaliação da composição e estrutura das diatomáceas, é um método essencial para o diagnóstico da qualidade da água, pois o estudo interpretativo dos dados diatomológicos qualitativos e quantitativos permitiu determinar os *taxa* mais importantes para cada local de amostragem em termos de abundância.

Através da análise da comunidade de diatomáceas verificou-se a existência de espécies tolerantes à poluição orgânica, o que permite concluir que estas espécies são um bom indicativo do comprometimento inicial de instabilidade deste ecossistema aquático. Contudo, utilizar a diversidade específica como elemento único na avaliação da qualidade da água é incorrecto, uma vez que à diminuição da qualidade da água pode não corresponder uma diminuição da diversidade, devido ao processo de substituição de espécies sensíveis por outras mais tolerantes (Descy, 1980).

Comparar os resultados de uma avaliação de qualidade da água obtidos por metodologias tão diferentes como a utilização de índices bióticos bem como a

determinação de parâmetros físico-químicos não parece correcto porque enquanto os organismos, integram a variação de qualidade da água ao longo de um período de tempo, as análises físico-químicas dão um conjunto de medidas instantâneas no momento de amostragem. É, portanto, natural que ocorram discrepâncias entre os resultados obtidos pelos índices bióticos e pelas análises físico-químicas (Descy & Coste 1991). Há ainda a salientar que enquanto a avaliação biológica se fundamenta no estudo das preferências das populações de organismos, neste caso das diatomáceas, as análises físico-químicas referem-se a uma caracterização momentânea e parcelar. Nunca se sabe com exactidão se as comunidades diatomológicas presentes são devidas apenas ao conjunto de parâmetros físico-químicos determinados no momento (Almeida, 1998).

Os resultados obtidos neste trabalho são importantes pois poderão servir de incentivo à elaboração de trabalhos futuros na bacia hidrográfica do rio Tâmega. No entanto, no sentido de se obterem resultados mais realistas da variação espacial e temporal dos parâmetros físico-químicos e biológicos, salienta-se a necessidade de continuação deste estudo. Um esforço de amostragem permitiria uma avaliação mais consistente do funcionamento do ecossistema aquático.

De forma a avaliar com mais rigor a qualidade ecológica da água do rio Tâmega, poderá ser interessante analisar, além dos parâmetros físico-químicos, os parâmetros hidromorfológicos, uma vez que estes fornecem informações relevantes para a determinação da qualidade da água. A análise de outras comunidades bióticas, como por exemplo a comunidade de macroinvertebrados bentónicos, de macrófitas ou de peixes poderá ser uma alternativa ao uso das comunidades de diatomáceas, uma vez que são organismos indicadores eficientes das alterações naturais ou antrópicas que ocorrem nos ecossistemas aquáticos (Goulart & Callisto, 2003).

BIBLIOGRAFIA

7. BIBLIOGRAFIA

Agência Portuguesa do Ambiente (2012). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Douro. Relatório técnico-Comissão Europeia. Ministério da Agricultura, do Mar e do Ordenamento do Território.

AGRI-PRO AMBIENTE, consultores, S.A. (2009). Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico do Fridão. Relatório Síntese, **2**.

Aguiar, V. M. C., Neto, J. A. B., & Rangel, C. M. (2011). Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. *Marine Pollution Bulletin*, **62**: 1915-1919.

Alba-Tercedor, J., (1996). *Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos*. Anais, IV Simposio Del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería. **2**: 203-213.

Almeida, S. (2001). Use of diatoms for freshwater quality evaluation in Portugal. *Limnetica*, **20**: 205-213.

Almeida, S. (2008). *Utilização das diatomáceas na avaliação da qualidade das águas doces*. Tese de Doutoramento. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro.

Alves, M. H., Bernardo, J. M., Figueiredo, H. D., Martins, J. P., Pádua, J., Pinto, P., & Rafael, M.T. (2002). Directiva-Quadro da Água: Tipologias de Rios Segundo o Sistema A e o Sistema B em Portugal. *Actas del III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva-Marco da Água: realidades y futuros*, Sevilha, 13-17 de Novembro de 2002. pp.347-354

Apha, (1992). *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, D.C.

Azevedo, B., Duarte, P., & Bordalo, A. A. (2005). Análise e Verificação de um Modelo Ecológico para a Albufeira de Crestuma-Lever. *Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia*, **2**: 8-25.

Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D. & Stribling, J. B., (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. (2nd ed). EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Barros, F.G.N., Amin, M.M., (2008). Água: um bem económico de valor para o Brasil e o mundo. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, 4 (1): 75-108.

Begon, M., Harper, J., & Townsend, C. (1996). *Ecology: individuals, populations and communities*. 3ª edição, Oxford: Blackwell Science.

Bellinger, B. J., Cocquyt, C., & O'Reilly, C. M. (2006). Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, **573**: 75-87.

BERNARDI, J. V. E. et al. (2009). Aplicação da Análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no alto rio madeira e afluentes, Amazônia ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, **23 (1)**: 79-090.

Bernardino, R., Rodrigues, S., Rafael, M. T., Alves, M. H., & Henriques, A. G. (2000). Análise comparativa da qualidade ecológica das águas superficiais tendo como base os planos de bacia hidrográfica. *Actas do II Congresso Ibérico sobre Planeamento e Gestão da Água*, Porto, 9-12 de Novembro de 2000. pp. 1-14.

Beyene, A., Addis, T., Kifle, D., Legesse, W., Kloos, H., & Triest, L. (2009). Comparative study of diatoms and macroinvertebrates as indicators of severe water pollution: Case study of the Kebena and Akaki rivers in Addis Adaba, Ethiopia. *Ecological Indicators*, **9**: 381-392.

Bis, B. (2005). Avaliação do Estado Ecológico das Águas doces. In *Os ecossistemas de Água Doce da Europa: Uma abordagem educacional*. pp. 55-69

Bollmann, H. A., & Edwiges, T. (2008). Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. *Eng. sanit. ambient.*, **13 (4)**: 443-452.

Bonsdorff, E., E. M. Blomqvist, J. Mattila & A. Norkko, (1997). Coastal eutrophication - causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Est. Coast. Shelf Sci.* **44**: 63-72.

Branco, Elisângela de Sousa. (2008). *Influência das Variáveis Ambientais na Comunidade Fitoplanctónica Estuarina*. Ed. Universitária da UFPE, Recife. pp 266.

Branco, Francisco Ricardo Lacerda. (2012). *Avaliação do potencial de duas espécies de lentilha-de-água Lemna minor e Lemna gibba na remoção de nutrientes em efluente aquícola*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Biologia , Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Buss, D. F. (2008). *Desenvolvimento de Protocolos de Bioavaliação Rápida da qualidade da água de rios e seu uso por agentes comunitários na gestão de recursos hídricos*. Tese de Doutorado em Ciências na área da Saúde Pública. ENSP/Fiocruz, Rio de Janeiro.

Buss, D. F., Baptista, D. F., & Nessimian, J. L. (2003). Bases conceituais para a aplicação de biomonitorização em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro*, **19 (2)**: 465-473.

Buss, D. F.; Oliveira, R. B.; Baptista, D. F., (2008). Monitoramento Biológico de Ecossistemas Aquáticos Continentais. *Oecologia Brasiliensis*, **12 (3)**: 339-345.

Callisto, M.; Moretti, M. & Goulart, M., (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramentas para avaliar a saúde de riachos. *Rev. Bras. De Recursos Hídricos*, **6(1)**: 71-82.

Carapeto, Cristina. (1999). *Poluição das Águas - Causas e Efeitos*. Universidade Aberta. pp. 170.

Casado, A. M. A. (2007). *Sistema de Indicadores para a Caracterização da Qualidade da Água Superficiais. Um Caso de Estudo*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Municipal. Escola de Engenharia, Universidade do Minho.

Cassidy, J. S. (2010). *Avaliação da qualidade da água do rio Cértima através de ensaios toxicológicos*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.

Cemagref (1982). *Étude de les méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eux*. Rapport Q. E. Lyon- Agence de l'Eau Rhône-Mediterrane Corse. Pierre- Bénite. 218 pp.

Comissão Municipal da Defesa da Floresta Contra Incêndios do Concelho de Mondim de Basto (2007). Plano Municipal da Defesa da Floresta Contra Incêndios. Caderno II- Informação de Base. Município de Mondim de Basto.

Conselho Nacional da Água (2009). Articulação entre a Gestão da Água e a Conservação da Natureza e da Biodiversidade. 1ª Edição. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Conte, Maria de Lourdes e Leopoldo, Paulo Rodolfo. (2001). *Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo*. São Paulo : UNESP. pp. 144.

CORTES, R. M., & MONZÓN, A. (1991). Biological assessment of water quality in northern Portugal using a method combining species tolerance and diversity along the longitudinal axis. *Limnetica*, **7**: 123- 132.

Cortes, R. M., Carvalho, L. H., & Carvalho, M. J. (1997). *Caracterização Físico-Química das Águas Dulciaquícolas. Implicações Biológicas*. 2ª Edição ed. Vila Real.

Cortes, R.; Pinto, P.; Ferreira, M. T.; Moreira, I., (2002). *Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais*. Moreira, I., Ferreira, M. T., Cortes, R. M. V., Pinto, P. & Almeida, P.R. (eds.) Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

Coste M. & Ayphassorho H. (1991). Etude de la qualité des eaux du Bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (application des indices diatomiques). Rapport CEMAGREF. Bordeaux- Agence de l'Eau Artois Picardie. Douai

Dajoz, Roger. (2005). *Princípios de Ecologia*. 7ª Edição, Artmed.

Decreto-Lei nº 45/94 de 2 de Fevereiro de 1994. Diário da República, 1ª Série-A. Ministério do Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto de 1998. Diário da República, 1ª Série-A, nº 176, 3676-3722. Ministério do Ambiente, Lisboa.

Dell’Uomo, Antonio. (2004). *L’INDICE DIATOMICO DI EUTROFIZZAZIONE/POLLUZIONE (EPI-D) NEL MONITORAGGIO DELLE ACQUE CORRENTI. LINEE GUIDA*. Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i Servizi Tecnici.

DESCY, J.P.(1979). A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, Beiheft, **64**: 305-323

Descy, J. P. (1980). Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courants. In : La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. P. Pesson (2 ed). Gauthier - Villars, Paris :169-194.

Descy, J. – P. & Coste, M. (1991). A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**: 2112-2116.

Dezotti, M. (2008). *Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos*. Vol. 5. Rio de Janeiro: E-papers. Série Escola Piloto em Engenharia Química COPPE/UFRJ.

Direcção-Geral do Ambiente (2002). A água é vida. A Directiva-quadro da Água. Comissão Europeia.

Direcção Geral dos Recursos Florestais (2006). Plano Regional de Ordenamento Florestal do Tâmega. 154 pp

Directiva 2000/60/CE, 2000. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. L 327: 1-72.
Esteves, Francisco de Assis. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª Edição. Interciência. Rio de Janeiro.

Dokulil, M.T. & Teubner, K. (2011). Eutrophication and Climate Change: Present Situation and Future Scenarios. In: Eutrophication: causes, consequences and control. Chapter 1.

Fantin-Cruz, I., Tondato, K. K., Marques, D. d., & Pedrollo, O. (2010). Regime térmico em águas correntes e sua importância na estrutura do habitat e na biologia de organismos aquáticos. *Caminhos de Geografia*, **11**: 295-307.

Feio, M. J., Aguiar, F. C., Almeida, S. F. P., & Ferreira, M. T. (2012). AQUAFLOA: A predictive model based on diatoms and macrophytes for streams water quality assessment. *Ecological Indicators*, **18**: 586-598.

Feio, M.J, Almeida, S.F.P., Craveiro, S.C., Calado, A.J. (2009). A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological indicators* **9**: 497–507.

Fernandes, Daniel Filipe Resende. 2009. *Avaliação e monitorização integrada do estado de qualidade da água do rio Antuã*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, 143 pp.

Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, A., Bricker, S. B., Camp, J., Silva, M. C., Garcés, E., Heiskanen, A., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., & Claussen, U. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **93**: 117-131.

Ferreira, M. T. (2006). Bases Ecológicas para a Gestão de Sistemas Fluviais. In I. S.-o.-M. Douro., *Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais.PAMAF Medida 4 - IED, Acção 4.4 - Estudos Estratégicos*.

Ferreira, Raquel Sofia e Vasconcelos. (2007). *Avaliação hidroquímica e da qualidade da água na bacia do rio Cértima (Portugal)*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.

Ferreiro, Nuno Rafael Borges. (2007). *Caracterização da Qualidade Ecológica do rio Tua*. Dissertação de Mestrado para obtenção do grau de Mestre em Hidrobiologia. Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Finkel, Zoe V., et al. (2009). Environmental control of diatom community size structure varies across aquatic ecosystems. *Proceedings Biological sciences*, 276: 1627–1634.

Godoi, Evelyn Loures de. 2008. *Monitoramento de água superficial densamente poluída - o córrego Pirajuçara, região Metropolitana de São Paulo, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo.

Flores-Lopes, F., Cetra, M., & Malabarba, L. R. (2010). Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. *Biota Neotrop*, **10**: 183-194.

Gonzaléz, M. P. R; Ferreira, M. T. & Espirito-Santo, D. (2003). Aplicação de um índice multimétrico para avaliação da qualidade ecológica de habitats e de galerias ribeirinhos. *Recursos Hídricos*, **24**.

Goulart, M. D., & Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, **2**:153-164.

Helios-Rybicka, E., Holda, A., & Jarosz, E. (2005). Monitoring and Quality Assessment of Selected Physical and Chemical Parameters of the Sola River System, South Poland. *IN YNIERIA OERODOWISKA*, **10**: 45-58.

Heller, Léo e Pádua, Valter Lúcio. (2006). *Abastecimento de água para consumo humano*. UFMG. pp. 859.

HERING, D., BUFFAGNI, A., MOOG, O., SANDIN, L., SOMMERHÄUSER, M., STUBAUER, I., Feld, C., Jonhson, R., Pinto P., Skoulikidis N., Verdonshot, P., & ZAHŘÁDKOVÁ, S. (2003). The Development of a System to Assess the Ecological Quality of Streams Based on Macroinvertebrates – Design of the Sampling Programme within the AQEM Project. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **88**: 345-361.

INAG, I. P., (2006). *Implementação da Directiva Quadro da Água: 2000-2005*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, I.P., (2008). *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva-Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para o fitobentos-diatomáceas*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I. P., (2009). *Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais: Rios e Albufeiras*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

Instituto Nacional de Estatística (2011). *População residente em 2001 e 2011, segundo os grupos etários, e sua evolução entre 2001 e 2011*. Acedido a 10 de Setembro de 2013 em www.ine.pt

Instituto Nacional de Estatística (2011). *População empregada (Nº) por local de residência (à data dos censos 2011), sexo, sector de actividade económica e situação na profissão*. Acedido a 10 de Setembro de 2013 em www.ine.pt

Instituto Nacional de Estatística (2011). *População empregada (Nº) por local de residência (à data dos censos 2011), sexo, sector de actividade económica (CAE Ver.3) e local de trabalho*. Acedido a 10 de Setembro de 2013 em www.ine.pt

Jesus, T., (2001). *Centrais Hidroeléctricas de Pequena Dimensão: Impacto na Dinâmica da Comunidade de Macroinvertebrados Bentónicos e na Variação da Qualidade da Água (Mini-hídrica de Vila Viçosa e “Cascata do Alva”)*. Tese de Doutoramento. Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Johnscher-Fornasaro, G. & Zagatto, P. A, (1987). The use of benthic community as a water quality indicator in the Cubatão River basin. *Water Sci. Tech.*, 19 (11): 107-112.

Karr, J. R., (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1: 66-84.

Kelly M.G. & Whitton B. A. (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**: 433-444.

Kelly, M.G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, **32**: 236-242.

Kireta, A. R., Reavie, E. D., Sgro, G. V., Angradi, T. R., Bolgrien, D. W., Hill, B. H., & Jicha, T. M. (2012). Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators*, **13**: 222-231.

Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M., and Dillon, P. (2006). A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **63 (8)**: 1793–1811.

Leclercq L. & Maquet B. (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (bassin de la Meuse belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques. biocénétiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Document de Travail 38.

Leira, Manel e Sabater, Sergi. (2005). Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. *Water Research*. 2005, **39**: 73-82.

Lenoir A. & Coste M. (1996). Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In: B. A. Whitton & E. Rott (Eds.). *Use of Algae for monitoring Rivers II*. Institut für Botanik. Universität Innsbruck. Innsbruck. pp. 29-43.

Lévêque, C., (1996). *Ecosystèmes Aquatiques – Les Fondamentaux*. HACHETTE, Livre, Paris.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L.; BENDER, P.(2002). Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul: EDUNISC. 127 pp

Lopes, L. F., Carmo, J. S., Cortes, R. M., & Oliveira, D. (2003). Hydrodynamics and water quality modelling in a regulated river segment: application on the instream flow definition. *Ecological Modelling*, **173**(2): 197-218.

Lundberg, Cecilia. (2013). Eutrophication, risk management and sustainability. The perceptions of different stakeholders in the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **66**: 143-150.

Magalhães, Adriano e Vasconcelos, Vitor. (2002). A remoção de fitoplâncton em águas destinadas à produção de água para consumo humano. Análise da eficiência de uma Estação de Tratamento de Água. O exemplo da ETA de Areias de Vilar. *Em: 6º Congresso da Água*. Centro de Congressos de Alfândega., 18-22 Março, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos.

Mardini, Carlos Viruez e Mardini, Lucia Beatriz Lopes Ferreira. (2000). *Cultivo de Peixes e seus segredos*. ULBRA, Canoas. pp. 204.

Medeiros, Carlos Alberto. (2009). *Geografia de Portugal. Ambiente Natural e Ocupação Humana. Uma introdução*. 6ª Edição. Editorial Estampa, Lda.

Melo, Adriano Sanches. (2008). O que ganhamos "confundindo" riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop*, **8** (3): 21-27.

Mendes, B., & Oliveira, J. (2004). *Qualidade da água para consumo humano*. 1ª Edição, Lidel. Lisboa.

MERTEN, G. H. E; MINELLA, J. P. (2002). Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, **3**(4):33-38.

Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**: 101-139

Monteiro, António Jorge. (2004). *Eutrofização*. Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura. Secção de Hidráulica e dos Recursos Hídricos. Qualidade da Água e Controlo da Poluição. Instituto Superior Técnico.

Monteiro, Ana, (2005). Atlas Agroclimatológico do Entre Douro e Minho. Relatório Final. Projecto POCTI/GEO14260/2008.

Morais, M., Novais, M. H., Nunes, S., Pedro, A., Almeida, S. F., Craveiro, S. C., et al. (2009). Desenvolvimento de um sistemas de avaliação ecológica para rios baseado nas diatomáceas bentónicas. *Recursos Hídricos*, **30 (2)**: 55-63.

MOREIRA, I., FERREIRA, M. T., CORTES, R. M. V., PINTO, P. & ALMEIDA, P. R. (2002). Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

Naime, Roberto Harb e Spilki, Fernando Rosado. (2012). *Preservação ambiental e o caso especial do manejo de resíduos de laboratório: conceitos gerais e aplicados*. Universidade Feevale,.Novo Hamburgo, Rio grande do Sul, Brasil. pp.87

Nisbet, M. & Verneaux, J., (1970). Composantes chimiques des eaux courantes – discussion et proposition de classes en tant que bases d'interpretation des analyses chimiques. *Annls. Limnol*, **6 (2)**: 161-190.

Noga T., Stanek-Tarkowska J., Peszek Ł., Pajączek A., Kowalska S. 2013. Use of diatoms to asses water quality of anthropogenically modified Matysówka stream. *Journal of Ecological Engineering*, **14(2)**, 1–11.

Nunes, Marcelo Lopes. (2007). *Diagnóstico da qualidade ambiental das bacias do Rio Mau e Caima. Estudo da dinâmica dos processos naturais e antrópicos e definição de zonas vulneráveis*. Dissertação de Doutoramento. Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro, Aveiro.

O'Driscoll, C., Eyto, E. d., Rodgers, M., O'Connor, M., Asam, Z.-u.-Z., & Xiao, L. (2012). Diatom assemblages and their associated environmental factors in upland peat forest rivers. *Ecological Indicators*, **18**: 443-451.

Odum, E.P. (1993). *Ecology and Our Endangered Life-Support Systems*. 2nd Edition. Sinaner Associates, Inc.

Odum, E. P., (1997). *Fundamentos de Ecologia*. 5º Edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 927 pp.

Odum, E.P. (2001). *Fundamentos de ecologia*. 6º Edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 927pp.

Oliveira, J. M.; Santos, J. M.; Teixeira, A.; Ferreira, M. T.; Pinheiro, P. J.; Geraldès, A. & Bochechas, J., (2007). *Projecto Aquariport: Programa Nacional de monitorização de recursos piscícolas e de avaliação da qualidade ecológica de rios*. DGRF, Lisboa, 96 pp.

Oliveira, N. C. (2007). *Caracterização físico-química e ecológica (diatomáceas) das linhas de água de Aveiro*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia, Aveiro.

Omar, W. M. (2010). Perspectives on the Use of Algae as Biological Indicators for Monitoring and Protecting Aquatic Environments, with Special Reference to Malaysian Freshwater Ecosystems. *Tropical Life Sciences Research*, **21 (2)**: 51–67.

Ordeix, M., Camprodon, J., & Guixé, D. G. (2012). Metodologias de diagnóstico e avaliação do estado ecológico e da biodiversidade nos restauros fluviais. Em: *Restauro e Gestão Ecológica Fluvial - Manual de Boas Práticas de Gestão de Rios e Ribeiras*. CTFC e ISA Press.

Parron, L. M., Muniz, D. H., & Pereira, C. M. (2011). *Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água*. 1ª Edição. Embrapa Florestas. Colombo, PR.

Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Douro RH3 (2012). Relatório Técnico – Comissão Europeia.

Pereira, Carolina Correia. (2012). *Caracterização das comunidades bentónicas de sistemas lóticos da Ilha Terceira ao longo do gradiente altitudinal. Diatomáceas*

bentónicas. Dissertação de Mestrado em Engenharia e Sistemas de Gestão de Água. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.

Peuy, N. C. (2010). *Ecology of the benthic macroinvertebrates in the lower Ebro River: community characterization, population dynamics and bioaccumulation of pollutants in response to environmental factors*. TESI DOCTORAL: Programa de doctorat: Ecologia Fonamental i Aplicada, Universitat de Barcelona, Departament d'Ecologia, Barcelona.

Potapova, M. G., Charles, D. F., Ponader, K. C., & Winter, D. M. (2004). Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison approaches. **517**: 25-41.

Potapova, M., & Charles, D. F. (2007). Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, **7**: 48-70.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M.; FERREIRA, C. G. (2010). Mapeamento e caracterização dos fatores fisiográficos da bacia hidrográfica de contribuição para o reservatório de barra bonita – sp1 *Revista Caminhos de Geografia Uberlândia*, **11 (36)** pp. 237.

Probasto (sem data). Caracterização Física e Socio-Económica do Território. Associação de Desenvolvimento Rural de Basto.

Prygiel J., Lévêque L., & Iserentant R. (1996). Un nouvel indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Revue des Sciences de l'Eau* **1**: 97-113.

PRYGIEL, J. & M. COSTE. 1998. Mise au point de l'Indice Biologique Diatomées, un indicediatomique pratique applicable au réseau hydrographique français. *L'eau, l'Industrie, les Nuisances*, **2 (11)**: 40-45.

Prygiel e Coste, (2000). Guide Méthodologique por la Mise un Oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. Cemagref, Cestas, 315 pp.

Ramalho, R.S. (1977). *Introduction to wastewater treatment processes*. New York : Academic Press, Inc.

Raunio, J. & Soininen, J. 2007. Practical and sensitive approach on large rivers periphyton monitoring: comparative performance of methods and taxonomic levels. *Boreal Environment Research* **12**: 55-63.

Reis, A.R. (2000). *Condicionantes hidrogeológicas e antrópicas na mobilização de elementos poluentes. Um estudo nos rios Águeda e Cértima (Portugal Central)*. Dissertação de Mestrado em Geociências. Departamento de Ciências da Terra, Universidade de Coimbra, Coimbra.

Ribalonga Silva, A. L. (2010). *Avaliação da Qualidade Ecológica De Sistemas Lóticos da Bacia Hidrográfica do Rio Sabor (Bacia do Douro)*. Dissertação de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Departamento de Ambiente e Recursos Naturais, Escola Superior Agrária de Bragança, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. (2009). Introdução a química ambiental. 2ª edição, Bookman. Porto Alegre.

Rodrigues, A. C., Martins, G., Ribeiro, D., Nogueira, R., Monteiro, P., & Brito, A. G. (2006). Modelação da Qualidade da Água do Rio Ferreira: Avaliação Preliminar de Riscos Ambientais. Em: *8º Congresso da Água*. Figueira da Foz, 13 a 17 de Março de 2006, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. pp. 1- 11.

Rodrigues, A. S., Malafaia, G., & Castro, P. d. (2010). A Importância da Avaliação do Habitat na Monitorização da Qualidade dos Recursos Hídricos: Uma revisão. *SaBios: Rev. Saúde e Biol.*, **5 (1)**: 26-42.

Rodrigues, Aline Sueli de Lima. (2009). Uma Visão Holística sobre os Ecossistemas Fluviais. *Revista da Biologia*, **2**: 8-11.

Rodrigues, C. G. (2007). *Estudo da comunidade de diatomáceas e utilização de índices para a avaliação da qualidade da água de algumas ribeiras da ilha da Madeira*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Rodrigues, Carolina Machado Malheiro. (2010). *Avaliação da Qualidade Ecológica do Rio Ferreira Nos Concelhos de Valongo e Gondomar*. Dissertação de Mestrado para

obtenção do Grau de Mestre em Biologia e Gestão da Qualidade da Água. Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

ROUND, F.E. 1983. Biologia das algas. Rio de Janeiro, Guanabara Dois. 263pp.

Rovira, L., Trobajo, R., & Ibáñez, C. (2012). The use of diatom assemblages as ecological indicators in highly stratified estuaries and evaluation of existing diatom indices. *Marine Pollution Bulletin*, **64**: 500-511.

Rumeau, A. e Coste, M. (1988). Initiation a la systématique des diatomées d'eau douce, pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **309**: 1-69.

Saraiva, F. A. (2010). *O Potencial Ecológico no Âmbito da Diretiva-Quadro da Água - Conceitos e Metodologias de Definição*. Dissertação de Mestrado em Engenharia e Gestão da Água. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

Schuch, M., Junior, E. F., & Alcayaga, E. L. (2012). Water quality of urban streams, Santa Cruz do Sul, Rio Grande do Sul, Brazil, based on physical, chemical and biological analyses. *Bioikos*, **26**: 3-12.

Sládecek, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* **7**: 1-218.

Segnini, S., (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, **16 (2)**: 45-63.

Silva, M. H. (2008). *Avaliação e monitorização integrada do estado da qualidade da água do rio Cértima*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.

Silva, S. S., Botelho, D. d., Leite, E. T., & Lourenço, C. D. (2008). Influência de Diferentes Perspectivas Ambientais sobre a Política de Cobrança pelo Uso da Água no Brasil. Em: *XXXII Encontro da ANPAD*. Rio de Janeiro, 6-10 de Setembro de 2008.

Silveira, M. P. (2004). *Aplicação do Biomonitorização para Avaliação da Qualidade da Água em Rios*. 1ª edição. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, SP.

Silveira, N.F.Q. (2006). *Análise fractal de bacias hidrográficas de região de encosta e região de planalto com base em cartas topográficas e em fotografias aéreas*. Tese de Doutorado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, **24**: 201-207.

Solak C.N. & Acs, E. (2011). Water Quality Monitoring in European and Turkish Rivers Using Diatoms. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **11**: 329-337

Souza, Giane Soares de, et al. (2007). Diatomáceas indicadoras de paleoambientes do Quaternário de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil. *Acta bot. Bras*, **21(3)**: 521-529.

Spellman, F. R. (1998). *The Science of Water: Concepts & Applications*. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc.

Teles, L. F., (1991). *Efeitos da degradação antropogénica dos ecossistemas fluviais sobre as comunidades de macroinvertebrados, com especial referência aos Tricóteros: Enriquecimento Orgânico e Contaminação com Insecticidas*. Trabalho de síntese para o efeito no disposto no nº2 do Art 58 do Decreto-Lei 448/79.

TEODORO, V. L. I. ; FULLER, B. B.; TEIXEIRA, D; COSTA, D. J. L. (2007). O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista UNIARA* **20**: 137-156

Tison, J., Giraudel, J.-L., & Coste, M. (2008). Evaluating the ecological status of rivers using an index of ecological distance: An application to diatom communities. *Ecological Indicators*, **8**: 285-291.

Tonello, K. C. (2005). *Análise Hidroambiental da Bacia Hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães, MG*, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais, Brasil.

Uieda, Wilson e Paleari, Lucia Maria. (2004). *Flora e fauna: um dossiê ambiental*. UNESP. São Paulo.

Vicini, Lorena. (2005). *Análise Multivariada da Teoria à prática*. Santa Maria, RS, Brasil. pp. 215.

Vieira, J. M. (2003). *Gestão da Água em Portugal. Os Desafios do Plano Nacional da Água*. Departamento de Engenharia Civil, Universidade do Minho, **16**: 5-12.

Viero, Lia Margot Dornelles. (2004). Água: Recurso Natural Indispensável ao Ambiente Urbano. 205-221.

Wagner, A. (2003). Zonas Ripárias. Em: I Seminário de Hidrologia Florestal. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Pós Graduação em Engenharia Ambiental.

Washington, H. G., (1984). Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, **18**: 653-694.

Wetzel, Carlos Eduardo, et al. (2002). Diatomáceas epilíticas relacionadas a fatores ambientais em diferentes trechos dos rios pardo e pardinho, bacia hidrográfica do rio pardo, RS, Brasil: resultados preliminares. **14**, 17-38.

Wetzel, R. G., (1993). *Limnologia*. 2ª Edição. Fundação Calloouste Gulbenkian. Lisboa. 919 pp

Yallop, M., Hirst, H., Kelly, M., Juggins, S., Jamieson, J., & Guthrie, R. (2009). Validation of ecological status concepts un UK rivers using historic diatom samples. *Aquatic Botany*, 289-295.

Zuin, V. G., Ioriatti, M. C., & Matheus, C. E. (2009). O Emprego de Parâmetros Físicos e Químicos para a Avaliação da Qualidade de Águas Naturais: Uma Proposta para a Educação Química e Ambiental na Perspectiva CTSA. *Química Nova na Escola*, **31**.

ANEXOS

Tabela I – Valores encontrados para os parâmetros físico-químicos determinados nos locais de amostragem ao longo do tempo de estudo.

		T. Ar (°C)	T. Água (°C)	pH	SST (mg/l)	Cond. (µS/cm)	O ₂ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	CBO ₅ (mg/l)
Out. 2012	LA01	18,9	19,3	6,85	10,00	30,00	7,31	2,81	0,00	0,46	0,10	-
	LA02	-	-	-	-	-	-	-	0,00	-	-	-
	LA03	18,7	19,0	6,71	20,00	40,00	7,86	0,15	0,00	1,73	0,57	-
	LA04	18,7	18,9	6,70	20,00	40,00	7,99	0,89	0,00	1,09	0,13	-
Nov. 2012	LA01	14,3	10,4	7,38	10,00	30,00	6,79	6,94	0,00	0,54	0,08	0,42
	LA02	14,2	10,9	7,39	30,00	30,00	6,80	7,68	0,00	0,26	0,09	0,35
	LA03	12,2	10,0	7,81	60,00	20,00	6,61	3,40	0,00	12,43	0,19	0,23
	LA04	12,2	9,97	7,43	40,00	50,00	6,57	8,42	0,00	7,33	0,04	0,02
Dez. 2012	LA01	11,8	11,6	7,50	20,00	30,00	7,74	4,43	0,00	0,20	0,03	0,39
	LA02	11,5	12,2	7,34	20,00	40,00	7,64	3,54	0,00	0,21	0,04	0,65
	LA03	10,7	11,3	7,55	20,00	40,00	7,71	4,73	0,00	4,65	0,07	0,87
	LA04	10,7	11,9	7,74	10,00	30,00	7,68	5,76	0,00	0,27	0,07	0,46
Jan. 2013	LA01	12,6	13,4	6,30	0,00	0,00	4,91	7,83	0,00	0,10	0,06	3,80
	LA02	13,0	13,4	6,40	0,00	0,00	4,96	4,28	0,00	0,47	0,04	3,70
	LA03	13,3	13,4	6,43	0,00	0,00	5,52	6,35	0,00	3,83	0,08	4,28
	LA04	13,3	13,3	6,20	0,00	0,00	5,04	5,76	0,00	0,23	0,05	3,89
Fev. 2013	LA01	14,1	13,8	7,49	0,00	10,00	2,68	0,15	0,00	0,12	0,03	0,83
	LA02	14,4	13,9	7,71	0,00	10,00	2,73	4,13	0,00	0,12	0,04	0,86
	LA03	15,4	13,6	7,28	10,00	40,00	2,75	6,35	0,00	12,53	0,24	0,76
	LA04	15,5	14,0	7,95	0,00	10,00	2,74	4,43	0,00	0,36	0,05	0,82
Março 2013	LA01	11,2	9,6	9,13	0,00	0,00	7,43	0,00	0,00	0,08	0,01	0,18
	LA02	11,3	8,4	8,44	0,00	0,00	7,01	3,10	0,00	0,08	0,11	0,31
	LA03	12,3	8,4	7,39	0,00	0,00	7,26	3,99	0,00	0,08	0,05	0,05
	LA04	12,3	8,8	7,19	0,00	0,00	7,39	0,00	0,00	0,03	0,02	0,63
Abril 2013	LA01	17,4	12,4	7,91	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,36	0,10	-
	LA02	17,5	13,5	6,62	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,10	0,02	-
	LA03	18,2	12,6	6,29	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,06	0,03	-
	LA04	18,2	12,9	6,27	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,09	0,04	-
Maio 2013	LA01	20,3	14,6	8,21	0,00	10,00	9,10	0,00	0,00	0,21	0,37	0,98
	LA02	20,5	15,4	6,34	10,00	30,00	9,28	0,00	0,00	0,04	0,13	2,07
	LA03	21,1	15,3	6,06	0,00	10,00	9,27	0,00	0,00	0,04	0,04	1,31
	LA04	21,3	15,5	6,28	0,00	10,00	8,92	0,00	0,00	0,09	0,05	1,22
Junho 2013	LA01	23,0	19,8	7,41	20,00	40,00	9,53	0,59	0,00	0,23	0,23	0,46
	LA02	25,3	21,1	6,24	20,00	40,00	9,88	0,00	0,00	0,11	0,03	0,57
	LA03	27,2	20,9	6,20	20,00	40,00	9,28	0,00	0,00	0,04	0,04	0,64
	LA04	27,2	21,0	6,32	20,00	40,00	9,62	0,30	0,00	0,03	0,09	1,08
Julho 2013	LA01	25,0	24,8	6,77	20,00	50,00	8,03	0,15	0,00	15,73	0,20	1,69
	LA02	27,0	24,9	5,85	20,00	50,00	8,13	0,00	0,00	0,12	0,22	1,21
	LA03	29,5	25,1	5,87	20,00	50,00	7,67	0,00	0,00	0,14	0,22	0,35
	LA04	29,5	26,4	6,10	30,00	60,00	7,44	0,00	0,00	0,08	0,21	0,27

Tabela II - Qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano (anexos do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto).

Parâmetros	Expressão dos resultados	A1		A2		A3	
		VMR	VMA	VMR	VMA	VMR	VMA
pH, 25°C	Escala de Sorensen	6,5-8,5	—	5,5-9,0	—	5,5-9,0	—
Cor (após filtração simples)	mg/l, escala Pt-Co	10	(C) 20	50	(C) 100	50	(C) 200
Sólidos suspensos totais	mg/l	25	—	—	—	—	—
Temperatura	°C	22	(C) 25	22	(C) 25	22	(C) 25
Condutividade	µS/cm, 20°C	1 000	—	1 000	—	1 000	—
Cheiro	Factor de diluição, a 25°C	3	—	10	—	20	—
Nitratos (*)	mg/l NO ₃	25	(C) 50	—	(C) 50	—	(C) 50
Fluoretos (*)	mg/l F	0,7-1,0	1,5	0,7-1,7	—	0,7-1,7	—
Cloro orgânico total extraível	mg/l Cl	—	—	—	—	—	—
Ferro dissolvido (*)	mg/l Fe	0,1	0,3	1,0	2,0	1,0	—
Manganês (*)	mg/l Mn	0,05	—	0,10	—	1,00	—
Cobre	mg/l Cu	0,02	(C) 0,05	0,05	—	1,00	—
Zinco	mg/l Zn	0,5	3,0	1,0	5,0	1,0	5,0
Boro	mg/l B	1,0	—	1,0	—	1,0	—
Berílio	mg/l Be	—	—	—	—	—	—
Cobalto	mg/l Co	—	—	—	—	—	—
Níquel	mg/l Ni	—	—	—	—	—	—
Vanádio	mg/l V	—	—	—	—	—	—
Arsénio	mg/l As	0,01	0,05	—	0,05	0,05	0,10
Cádmio	mg/l Cd	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005
Crómio total	mg/l Cr	—	0,05	—	0,05	—	0,05
Chumbo	mg/l Pb	—	0,05	—	0,05	—	0,05
Selénio	mg/l Se	—	0,01	—	0,01	—	0,01
Mercurio	mg/l Hg	0,0005	0,0010	0,0005	0,0010	0,0005	0,0010
Bário	mg/l Ba	—	0,1	—	1,0	—	1,0
Cianetos	mg/l CN	—	0,05	—	0,05	—	0,05
Sulfatos	mg/l SO ₄	150	250	150	(C) 250	150	(C) 250
Cloretos	mg/l Cl	200	—	200	—	200	—
Substâncias tensoactivas (que reagem com o azul-de-metileno).	mg/l, sulfato de lauril e sódio	0,2	—	0,2	—	0,5	—
Fosfatos (*) (°)	mg/l P ₂ O ₅	0,4	—	0,7	—	0,7	—
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	—	0,001	0,001	0,005	0,010	0,100
Hidrocarbonetos dissolvidos ou emulsionados	mg/l	—	0,05	—	0,20	0,50	1,00
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares	µg/l	—	0,2	—	0,2	—	1,0
Pesticidas totais (paratilo, hexaclorociclo-hexano, dieldrina e outros).	µg/l	—	1,0	—	2,5	—	5,0
Carência química de oxigénio (CQO) (*)	mg/l O ₂	—	—	—	—	30	—
Oxigénio dissolvido (*) (°)	% saturação de O ₂	70	—	50	—	30	—
Carência bioquímica de oxigénio a (CBO ₅ , 20°C) (*)	mg/l O ₂	3	—	5	—	7	—
Azoto Kjeldahl (excluindo o azoto de NO ₂ e NO ₃)	mg/l N	1	—	2	—	3	—
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	0,05	—	1,00	1,50	2,00	(C) 4,00
Substâncias extraíveis com clorofórmio	mg/l	0,1	—	0,2	—	0,5	—
Carbono orgânico total (COT)	mg/l C	—	—	—	—	—	—

O) Os limites podem ser excedidos em caso de condições geográficas ou meteorológicas excepcionais (n.º1 do artigo 10.º).

(*) Os limites podem ser excedidos para os parâmetros marcados com * em lagos de pouca profundidade e baixa taxa de renovação.

(1) Os valores indicados constituem os limites inferior e superior das concentrações, determinados em função da média anual das temperaturas máximas diárias.

(2) Este parâmetro é incluído para satisfazer as exigências ecológicas de certos meios.

(3) Refere-se a um VmR.

VMR — valor máximo recomendado.

VMA — valor máximo admissível.

Esquemas tipo de tratamento referentes às classes A1, A2 e A3 das águas superficiais

Classe A1 — tratamento físico e desinfecção.

Classe A2 — tratamento físico e químico e desinfecção.

Classe A3 — tratamento físico, químico de afinação e desinfecção.

Tabela III- Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004).

PARÂMETRO:	UNIDADES:	MÉTODO DE CÁLCULO		A		B		C		D		E
				Excelente		Boa		Razovel		Má		Muito má
		PERCENTIL	FREQUÊNCIA	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	-
Arsénio	mg/l As	85	3	-	0.01	-	0.05	-	-	-	0.1	>0.1
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	85	8	-	0.5	-	1.5	-	2.5	-	4	>4
Azoto Kjeldahl	mg/l N	85	4	-	0.5	-	1	-	2	-	3	>3
Cádmio	mg/l Cd	85	3	-	0.001	-	0.005	-	0.005	-	>0.005	
Carência bioquímica de oxigénio	mg/l O ₂	85	8	-	3	-	5	-	8	-	20	>20
Carência química de oxigénio	mg/l O ₂	85	8	-	10	-	20	-	40	-	80	>80
Chumbo	mg/l Pb	85	3	-	0.05	-	-	-	0.1	-	0.1	>0.1
Cianetos	mg/l CN	85	3	-	0.05	-	-	-	0.08	-	0.08	>0.08
Cobre	mg/l Cu	85	3	-	0.05	-	0.2	-	0.5	-	1	>1
Coliformes fecais	/100 ml	85	8	-	20	-	2000	-	20000	-	>20000	
Coliformes totais	/100 ml	85	8	-	50	-	5000	-	50000	-	>50000	
Condutividade	µS/cm, 20°C	85	8	-	750	-	1000	-	1500	-	3000	>3000
Crómio	mg/l Cr	85	3	-	0.05	-	-	-	0.08	-	0.08	>0.08
Estreptococos fecais	/100 ml	85	4	-	20	-	2000	-	20000	-	>20000	
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	85	4	-	0.001	-	0.005	-	0.01	-	0.1	>0.1
Ferro	mg/l Fe	85	3	-	0.5	-	1	-	1.5	-	2	>2
Fosfatos P ₂ O ₅	mg/l P ₂ O ₅	85	8	-	0.4	-	0.54	-	0.94	-	1	>1
Fósforo P	mg/l P	85	8	-	0.2	-	0.25	-	0.4	-	0.5	>0.5
Manganês	mg/l Mn	85	3	-	0.1	-	0.25	-	0.5	-	1	>1
Mercurio	mg/l Hg	85	3	-	0.0005	-	-	-	0.001	-	0.001	>0.001
Nitratos	mg/l NO ₃	85	8	-	5	-	25	-	50	-	80	>80
Oxidabilidade	mg/l	85	8	-	3	-	5	-	10	-	25	>25
Oxigénio dissolvido (sat)	% saturação de O ₂	85	8	90	-	70	-	50	-	30	-	<30
pH	Escala Sorensen	85	8	6.5	8.5	5.5	9	5	10	4.5	11	>11
Selénio	mg/l Se	85	3	-	0.01	-	-	-	0.05	-	0.05	>0.05
Sólidos suspensos totais	mg/l	75	8	-	25	-	30	-	40	-	80	>80
Substâncias tensoactivas	mg/l, sulfato de lauril e sódio	85	4	-	0.2	-	-	-	0.5	-	0.5	>0.5
Zinco	mg/l Zn	85	3	-	0.3	-	1	-	3	-	5	>5

- O pH, sendo um parâmetro muito dependente de características geomorfológicas, pode apresentar valores fora deste intervalo, sem contudo significar alterações de qualidade devidas à poluição.

Tabela IV - Limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do Bom Potencial Ecológico em Rios (INAG, 2009).

Parâmetros	Limite para o Bom Estado	
	Agrupamento Norte Tipos: M, N1 \leq 100 km ² , N1 \geq 100 km ² , N2, N3, N4	Agrupamento Sul Tipos: L, S1 \leq 100 km ² , S1 \geq 100 km ² , S2, S3, S4
Oxigénio Dissolvido (1)	≥ 5 mg O ₂ /L	≥ 5 mg O ₂ /L
Taxa de Saturação em Oxigénio (1)	entre 60% e 120%	entre 60% e 120%
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅) (1)	≤ 6 mg O ₂ /L	≤ 6 mg O ₂ /L
pH (1)	Entre 6 e 9*	Entre 6 e 9*
Azoto Amoniacal (1)	≤ 1 mg NH ₄ /L	≤ 1 mg NH ₄ /L
Nitratos (2)	≤ 25 mg NO ₃ /L	≤ 25 mg NO ₃ /L
Fósforo Total (2)	$\leq 0,10$ mg P/L	$\leq 0,13$ mg P/L

(1) - 80% das amostras se a frequência for mensal ou superior

(2) - Média Anual

* - Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente

Tabela V - Classe de classificação das águas segundo o seu valor de pH (adaptado de Nisbet & Verneaux, 1970).

pH	Classes	Acidez	Alcalinidade	Localização
pH<5	1	Forte		Fontes e curso superior dos ribeiros de zonas graníticas, de turfeiras ou florestas; cursos de água com substrato ácido
5≤pH<6	2	Média		
6≤pH<7	3	Fraca		Maioria das águas piscícolas; regiões calcárias
7≤pH<7,5	4	Aproximadamente neutro		
7,5≤pH<8	5		Fraca	Zonas inferiores das bacias hidrográficas; águas fechadas ou similares; concentrações vegetais em facies lânticos
8≤pH<9	6		Média	
pH≥9	7		Forte	Águas pouco piscícolas; concentrações vegetais em facies lântico; valores passageiros

Tabela VI - Classes de classificação das águas segundo a sua condutividade (adaptado de Nisbet & Verneaux, 1970).

Condutividade µs/cm/cm ²	Classes	Mineralização	Localização
C<30	1	Extremamente fraca	Águas extremamente pouco mineralizadas; lagos de alta montanha; águas periglaciares; algumas fontes
30≤C<50	2	Muito fraca	Fontes e torrentes de alta montanha; lagos oligotróficos; cursos de água com substratos ácidos
50≤C<100	3	Fraca	Riachos e pequenos ribeiros
100≤C<200	4	Moderada	Numerosos rios costeiros
200≤C<300	5	Razoavelmente forte	Regiões calcárias: zonas superior e média
300≤C<400	6	Forte	Regiões calcárias: zona inferior; ribeiros de planície; rios
400≤C<500	7	Muito forte	
C≥500	8	Muito forte a excessiva	Águas selenitosas; águas poluídas

Tabela VII - Classes de classificação das águas segundo o seu teor em nitratos (adaptado de Nisbet & Verneaux, 1970).

mg/l de NO_3^-	Classes
$[\text{NO}_3^-] < 1$	1
$1 \leq [\text{NO}_3^-] < 3$	2
$3 \leq [\text{NO}_3^-] < 5$	3
$5 \leq [\text{NO}_3^-] < 10$	4
$10 \leq [\text{NO}_3^-] < 15$	5
$[\text{NO}_3^-] > 15$	6

Tabela VIII - Classes de classificação das águas segundo o seu teor em nitritos (adaptado de Nisbet & Verneaux, 1970).

mg/l de NO_2^-	Classes	Situação
$\text{NO}_2^- < 0,01$	1	Águas puras ou autodepuração activa
$0,01 \leq \text{NO}_2^- < 0,1$	2	Poluição insidiosa, perturbação do ciclo do azoto
$0,1 \leq \text{NO}_2^- < 1$	3	Poluição sensível
$\text{NO}_2^- \geq 1$	4	Estado de poluição crítica

Tabela IX - Classes de classificação das águas segundo o seu teor em ortofosfatos (adaptado de Nisbet & Verneaux, 1970).

Fosfatos $\mu\text{g/l}$ de PO_4^{3-}	Classes	Grau de Trofia e localização
$[\text{PO}_4^{3-}] \leq 10$	1	Águas muito pouco produtivas: lagos oligotróficos e zona superior das bacias hidrográficas
$10 \leq [\text{PO}_4^{3-}] < 50$	2	Águas pouco produtivas: continuação dos cursos de água da classe precedente
$50 \leq [\text{PO}_4^{3-}] < 150$	3	Águas com produtividade média
$150 \leq [\text{PO}_4^{3-}] < 300$	4	Águas com forte produtividade: rios de pré-montanha e de planície; eutrofia
$300 \leq [\text{PO}_4^{3-}] < 500$	5	Cursos de água poluídos
$[\text{PO}_4^{3-}] \geq 500$	6	Águas fortemente poluídas ou muito eutróficas

Tabela X - Classes de classificação das águas segundo o seu teor em carência bioquímica de oxigénio (adaptado de Nisbet & Verneaux, 1970).

CBO₅, 20°C (mg/l)	Classes	Situação
CBO ₅ < 1	1	Normal
1 ≤ CBO ₅ < 3	2	Aceitável
3 ≤ CBO ₅ < 6	3	Duvidosa
CBO ₅ > 6	4	Anormal